

PhD ÉRTEKEZÉS

**A RADIOAKTÍV HÁTTÉRSUGÁRZÁS
VIZSGÁLATÁNAK EREDMÉNYEI SZEGEDEN**

Sós Katalin

Témavezető:

Dr. Szederkényi Tibor
egyetemi tanár

SZTE

Ásványtani, Geokémiai és Közettani Tanszék

Szeged, 2006



Tartalomjegyzék

1. Célkitűzés	1
2. Bevezetés	2
3. A radioaktív háttérsugárzás általános jellemzése.....	3
3.1. A radioaktív háttérsugárzás főbb forráselemei	3
3.2. A légkör radioaktivitása. A kozmikus sugárzás	8
3.3. A vizek radioaktivitása	10
3.4. A talaj radioaktivitása. Ásványok, kőzetek radioaktivitása	12
4. A radon és jelentősége	18
4.1. A radon eredete és jellemzői. A radonszint mennyiségi jellemzői.....	18
4.2. A radonemanáció és a radonexhaláció jellemzői	22
4.3. Radonszintet meghatározó tényezők	28
4.4. A radon és leányelemeinek biológiai hatása. A radonszint mérése	35
5. Építőanyagok radioaktivitása	42
6. Építőanyagok összgamma-sugárzásának vizsgálata.....	50
7. Terepi gamma-sugárzás mérése	53
7.1. A terepi gamma-sugárzás mérésének általános jellemzői.....	53
7.2. Az alkalmazott statisztikai és számítástechnikai módszerek.....	56
7.3. Terepi gamma-sugárzás mérése Szegeden	60
7.4. Útburkolatok hatása a felszíni gamma-sugárzásra.....	72
7.4.1. A különböző fedettségű területek gamma-dózisteljesítményének vizsgálata	73
7.4.2. Az egyes útburkolati rétegek gamma-dózisteljesítményének vizsgálata	82
8. Épületek falainak dózisteljesítmény-vizsgálata	88
Összefoglalás	94
Summary.....	99
A dolgozatban használt rövidítések jegyzéke	104
Mellékletek.....	105
Köszönetnyilvánítás.....	121
Irodalomjegyzék	123

1. Célkitűzés

Radioaktív sugárzás mindig, mindenütt ér bennünket, sőt már az élet kialakulásakor is jelen volt. Ez tette lehetővé, hogy az élőlények megtanuljanak alkalmazkodni hozzá és kifejlődjenek a védekezési mechanizmusaik a sugárzás hatásai ellen. Ahhoz, hogy egy területről kijelenthessük, a radioaktív háttérsugárzás mértéke olyan csekély, hogy egészségügyi károsodást biztosan nem okoz, ismerni kell az egészségügyi határértékeket, valamint a radioaktív sugárzás mértékét az adott helyen. A környezetünkben mérhető radioaktivitás igen sok paraméter függvénye, meghatározó többek között az adott terület földtani jellemzője, az esetleges feltöltés anyaga és vastagsága, az útburkolat anyaga és fizikai jellemzői, valamint a környező épületek hatása.

Munkám során az volt a célom, hogy összefüggést találjak egy terület gamma-sugárzása, valamint az előbb felsorolt paraméterek között. Ehhez Szeged négy, kb. 500 m×500 m nagyságú területének radiometriás feltérképezését végeztem el, talajfelszíni összgamma-dózisteljesítmény mérésével. Összehasonlításokat végeztem egy-egy városrész átlagos sugárzása, valamint földtani jellemzői között. Megvizsgáltam azt is, hogy egy városrészen belül mely pontokban mérhető az átlagostól jelentősen eltérő dózisteljesítmény és igyekeztem megadni a különbség okát.

Célom volt az is, hogy megvizsgáljam az egyes építőanyagok radioaktivitását, az útburkolatok különböző szerkezeti rétegeinek sugárzását, valamint azt, hogyan módosul a használt építőanyagtól származó radioaktív sugárzás a beépítés következtében. Az egyes építőanyagok és az egyes útburkolat-típusok radioaktivitásának vizsgálata elsősorban egészségügyi szempontból fontos, hiszen egész életünket épített környezetben éljük le, ezek hatása állandóan ér bennünket. Az ilyen irányú ismeretek lehetővé teszik, hogy az építkezések, felújítások, útépitések megtervezésénél már az építménytől származó radioaktív sugárzás mértékére is figyelemmel legyenek.

2. Bevezetés

Egy adott terület radioaktív háttérsugárzását (ha eltekintünk a mesterséges eredetű radioaktivitástól) elsősorban a talaj kémiai és fizikai jellemzői határozzák meg, így pl. a talaj urán- és tóriumtartalma, porozitása, jellemző szemcsemérete stb. Az építőanyagok radioaktívanyag-kibocsátását - a gyártási technológián kívül - a gyártáskor felhasznált agyag jellemzői határozzák meg, amely szintén függ az adott terület talajviszonyától. A természetes, és az épületektől származó radioaktív háttérsugárzás mérésekor ezért szükséges a vizsgált terület közet- és talajviszonyainak ismerete.

Szeged és környéke hazánk legmélyebb területe. „Alapkőzete”, azaz: a talajréteg alatti kőzete, ennek a területnek felsőpleisztocén és holocén korú. A talajképző tényezők közül itt elsősorban az alapkőzetet, a domborzatot, valamint a talajok korát kell figyelembe venni. A Tisza jobb partján jelentős kiterjedésű felsőpleisztocén ártéri infúziós löszfoltok, a bal parton holocén homokliszt és lösziszap, valamint ártéri, mocsári agyagfoltok találhatók. A Dél-Tisza völgyére az öntési és réti talajok, valamint ezek mezőiségi változatai a jellemzők. A hullámtéren kívüli területeken pleisztocén és holocén üledékek adják a talaj alapkőzetét, az alacsony ártérre a homokliszt, a lösziszap, az ártéri- és mocsári agyag, a magasártérre az infúziós lösz és a futóhomok a jellemző. A hullámtéren tipikus öntéstalajok alakultak ki. A folyószabályozás a talajalkotó folyamatokban nagy szerepet játszott, mivel szűkült a hullámtér, illetve a talajvízszint is jelentősen, akár több méterrel is csökkent. A talajvízszint csökkenés miatt változtak pl. a réti talajok mezőiségi jellegűvé. A kissé aszályos klíma, valamint a fluviális és deflációs hatások következtében kialakult mélyedések miatt szikesedési folyamatok indultak meg. Szeged és környékén homoktalajok, mezőiségi talajok, öntéstalajok és szikesek a fő talajtípusok. Szegedtől északra és nyugatra főleg réti talajon kialakult mezőiségi talajt, délkeletre és keletre öntéstalajt találhatunk. Jelentős méretű szikesek találhatók pl. Kiskundorozsmától nyugatra, vagy öntési eredetű réti talajok Algyő környékén. Talajfizikai szempontból ezek a mezőiségi talajok általában könnyűvályog összetételűek, a réti- és öntéstalajok pedig agyagos jellegűek. (Keveiné Bárány, 1988).

3. A radioaktív háttérsugárzás általános jellemzése

3.1. A radioaktív háttérsugárzás főbb forráselemei

A természetes radioaktív elemek általában a Mengyelejev-féle periódusos rendszer végén helyezkednek el, így a nagy atomtömegű, úgynevezett nehézfémek közé tartoznak. Közülük az uránt, a rádiumot, a polóniumot a talaj mindenütt tartalmazza. Jelentős szerepe van még a ^{40}K -izotópnak, amely szintén megtalálható a talajban. A légkörből is származnak radioaktív anyagok, amelyek a levegő atomjainak és a kozmikus sugárzásnak a kölcsönhatása során jönnek létre, mint pl. ^{14}C -, vagy a ^3H -izotóp. A talaj közeli levegő radioaktivitásának zömét azonban a talajból származó radon, illetve annak bomlástermékei okozzák.

A természetes eredetű sugárforrásokat két csoportra oszthatók: külső és belső sugárforrásokra. Külső sugárforrás a földkéreg, az építőanyagok és a levegő természetes radioaktivitása, valamint a kozmikus sugárzás. A belső sugárforrásokhoz tartoznak az emberi szervezetbe került - esetleg beépült - természetes radioizotópok.

A *külső sugárzás* jelentős forrásai az ún. ősi radioizotópok: a tórium- és az urán bomlássorainak egyes tagjai, valamint a ^{40}K . Tóriumot, uránt, rádiumot kis mennyiségben mindenhol tartalmaz a talaj, ezen elemek bomlása során keletkezik a radon, amely a talaj repedésein keresztül kiszivárog a légterbe. A kőzetekben radioaktív ^{40}K - és ^{87}Rb - izotópok is találhatóak. A kálium a kőzetalkotó ásványok alkotórésze, a rubídium saját ásványokat nem alkot, de a káliumásványokban jelen van.

Az *élő szervezetek* is tartalmaznak radioaktív izotópokat, maga az emberi test is bocsát ki radioaktív sugárzást (Marx, 1996). A testünket alkotó víznek igen kis része radioaktív, minden 10^{18} hidrogénatomra jut egy tríciumatom. Az élet alapját képező szénnek minden 10^{10} atomjából egy a 14-es izotóp. A ^{14}C izotóp a kozmikus sugárzás hatására keletkezik a légköri ^{14}N -ből, $^{14}\text{CO}_2$ -dá oxidálódik és keveredik a többi szén-dioxiddal. Fotoszintézissel beépül a növényekbe és az anyagcsere folyamatok révén minden élő szervezetben megjelenik. Káliumot szinte minden szervünk tartalmaz, így - habár a káliumnak csak kis hányada, 0,01%-a radioaktív - saját radioaktivitásunk jelentős része származik a káliumtól. Egy átlagos emberi test aktivitása kb. 8600 Bq (ennyi atommag bomlik el 1 s alatt). Saját testünk anyaga kb. 0,18 mSv/év sugárterhelésnek tesz ki bennünket.

A radioaktív sugárzást kibocsátó anyag és a sugárzás hatásának jellemzésére több mennyiséget is alkalmaznak (Sós és mtsai., 2005) A radioaktív bomlás sebességét az *aktivitással* jellemzik, amely megadja az időegység alatt elbomlott atommagok számát

(egysége az 1 Bq). A szervezetbe jutott sugárzás ionizáló hatása miatt károsítja a sejteket, a károsodás mértéke függ az élő test által elnyelt sugárzás energiájától, valamint az élő anyag tömegétől. Az *energiadózis* (D) - vagy röviden *dózis* - megadja az egységnyi tömegű élő anyag által elnyelt sugárzási energiát:

$$D = \frac{E}{m} \quad (1)$$

ahol E az elnyelt radioaktív sugárzás energiája, m az élő anyag tömege. Az energiadózis egysége az 1 J/kg=1 Gy (gray).

Az elnyelt energia nagysága azonban nem elégséges a különféle sugárzások biológiai hatásának a jellemzésére. A biológiai hatás mértéke ugyanis függ a radioaktív sugárzás típusától, annak ionizáló képességétől. Ezért vezették be a *dózisegyenérték* (H), néhány megfogalmazásban egyenérték dózis, fogalmát. A radioaktív sugárzás biológiai hatásosságát egy kvalitásfaktorról (Q) veszik figyelembe, így a dózisegyenérték:

$$H = DQ. \quad (2)$$

Egysége az 1 J/kg=1 Sv (sievert). A minőségfaktor értéke röntgen-, gamma-, és béta-sugárzás esetén 1, lassú neutronnál 2, gyors neutronnál 10, alfa-sugárzásnál 20. (A minőségfaktor egységének az 1 Sv/Gy tekinthető.)

A különböző szervekre nem egyforma hatással van a radioaktív sugárzás. A sugárzás által keltett ionok ott okozzák a legnagyobb zavart, ahol intenzív biokémiai folyamatok játszódnak le, tehát a gyorsan osztódó sejtekben, vagy ahol nem fejlődött ki a sejt sugárzás elleni védekezési mechanizmusa. Az *effektív dózis* (H_{eff}) már figyelembe veszi az egyes szövetek sugárérzékenységét (w) is:

$$H_{eff} = Hw. \quad (3)$$

Az effektív dózis egysége szintén az 1 Sv.

A biológiai hatást befolyásolja a besugárzás ideje is, minél rövidebb ideig éri az adott nagyságú dózis az élő szervezetet, annál jelentősebb a biológiai hatása mértéke. Ezért az egységnyi időtartamra vonatkozó dózisérték, a *dózisteljesítmény* alkalmas leginkább a sugárzás hatásának mennyiségi jellemzésére.

A természetes eredetű effektív dózis évi átlaga 1,4 mSv, ekkora dózis ér bennünket a természeti környezetünkben adódóan (Köteles, 2002). Ennek legfőbb forrásai: a ^{40}K (0,3 mSv), a tórium-család tagjai (0,15 mSv), az urán-család tagjai (0,5 mSv), amiből a radon a legjelentősebb (0,4 mSv), a kozmikus sugárzás (0,4 mSv), valamint a ^{14}C (0,05 mSv).

Figyelembe kell vennünk az építőanyagokból, a bennünket körülvevő tárgyakból adódó radioaktív-sugárdózist is, valamint azt a tényt, hogy időnk nagy részét zárt helyen töltjük el. Az épületek átlagosan évente 1 mSv sugárdózist jelentenek a számunkra, ennek nagy része szintén a radontól származik (0,6 mSv). Az épületektől származó sugárdózis függ a ház építőanyagának urán-tartalmától, magas urántartalom esetén az évi 2 mSv értéket is elérheti. Környezetünkől összesen átlagosan évi 2,4 mSv radioaktív-sugárdózis ér bennünket, ebből 1 mSv a radontól származik. Ez az érték az ún. világátlag. Magyarországon magasabb, 4,1 mSv a környezeti háttérsugárzás mértéke (1., 2. táblázat). Az eltérés elsősorban az épületektől származó nagyobb terhelésnek köszönhető, ami az épületekben eltöltött nagyobb időhányadból adódik.

1. TÁBLÁZAT A Föld felnőtt lakosságának természetes eredetű effektív dózisa (Köteles, 2002)

Forrás		Éves effektív dózis (μ Sv/év)
Másodlagos kozmikus sugárzás	ionizáló komponens	300
	neutron komponens	80
	kozmozgén radionuklidok	12
Földkérgi eredetű sugárzás	épületben	392
	szabadban	70
	^{40}K -inkorporáció	173
	U^{238} -, Th^{232} -inkorporáció	62
Radon (tüdőmodell alapján)	belégzés épületben	1009
	belégzés szabadban	126
	vérben oldott, ill. lenyelt	56
Toron	belégzés	70
Összesen (mSv/év)		2,4

2. TÁBLÁZAT A magyarországi felnőtt lakosság természetes eredetű effektív dózisa
(Köteles, 2002)

Forrás		Éves effektív dózis ($\mu\text{Sv}/\text{év}$)
Másodlagos kozmikus sugárzás	ionizáló komponens	289
	neutron komponens	80
	kozmozgón radionuklidok	12
Földkérgi eredetű sugárzás	épületben	377
	szabadban	76
	^{40}K -inkorporáció	173
	U^{238} -, Th^{232} -inkorporáció	62
Radon (tűdőmodell alapján)	belégzés épületben	2699
	belégzés szabadban	189
	vérben oldott, ill. lenyelt	56
Toron	belégzés	70
Összesen (mSv/év)		4,1

A természetes háttérsugárzás mértékét azért is fontos ismerni, mert a mesterséges forrásokból származó sugárterhelést ehhez lehet viszonyítani. A mesterséges eredetű sugárterhelések mértéke (normális esetben) jóval kisebb, mint a természetes eredetű. Mesterséges sugárterhelés adódhat pl. orvosi röntgen- és sugárkezelések alkalmával (átlagosan évi 0,5 mSv), repülőutakon a kozmikus sugárzásból adódóan (évi 2000 km esetén 0,01 mSv). Számolni kell az atombomba kísérletek maradványainak hatásával (0,005 mSv/év), a csernobili atomerőmű-baleset következményeivel (50 évre 0,5 mSv), valamint a Paksi Atomerőmű kibocsátásával (0,0002-0,0005 mSv/év). A technikai eredetű sugárterhelés évi átlaga Magyarországon 0,5 mSv (Marx, 1996).

Gamma-sugárzó izotópokat valamennyi természetes radioaktív elem bomlási sorában találunk, ezért a gamma-sugárzás vizsgálatával a természetes radioaktivitás mértéke jól jellemezhető. Ezt nagy áthatolóképessége és könnyű detektálhatósága is indokolja. A gamma-dózisteljesítmény segítségével a lakosokat érő effektív dózis is meghatározható, hiszen az emberi szervezetet kívülről gyakorlatilag más radioaktív sugárzás nem érheti el. Az alfa- és béta-sugárzásnak ugyanis olyan kicsi az áthatolóképessége, hogy már a levegőben, ill. a bőr legkülső, elhalt hámrétegében elnyelődik. A dózisegyenérték (H) a dózisteljesítmény (D_t), az adott térben eltöltött idő (t) és a sugárzás biológia hatékonyságára jellemző faktor (Q) segítségével adható meg (Előzetes környezeti tanulmány, Bátaapáti, 2005):

$$H = D_i Q t . \quad (4)$$

(Q értéke helyett szokás az ún. dóziskonverziós tényező használata is, mely azt is figyelembe veszi, hogy az egyes szerveinket milyen mértékben éri a sugárzás, és azok milyen mértékben sugárérzékenyek. A dóziskonverziós tényező értéke teraszterikus sugárzás esetén az Európai Unióban 0,7 Sv/Gy.)

Az OSSKI mérései szerint Magyarországon nyílt térben 87 nGy/h, zárt térben 116 nGy/h az átlagos gamma-dózisteljesítmény. Figyelembe véve, hogy hazánkban a lakosság idejének 80%-át zárt térben, 20%-át szabad levegőn tölti, a lakosság évi átlagos effektív dózisa:

$$H = 87 \text{ nGy/h} \cdot 0,2 \cdot 365 \cdot 24 \text{ h/év} \cdot 1 \text{ Sv/Gy} + 116 \text{ nGy/h} \cdot 0,8 \cdot 365 \cdot 24 \text{ h/év} \cdot 1 \text{ Sv/Gy}$$

$$H = 0,96 \text{ mSv/év} . \quad (5)$$

Ez a számítás figyelmen kívül hagyja az emberi szervezetbe bekerült izotópokat, pl. a 20-as biológia faktorral rendelkező alfa-sugárzó izotópokat, így kb. harmadát adja a tényleges évi effektív dózisnak.

Az OSSKI 1993-1994-ben részletesen vizsgálta a Bábaapáti/Üvegkuta térségében megépítendő, kis- és közepes aktivitású radioaktív hulladéktároló területét, többek között a külső levegő gamma-dózisteljesítményének mérésére is sor került (Előzetes környezeti tanulmány, Bábaapáti, 2005). A szcintillációs detektorral végzett méréseket a talajfelszín felett 1 méterrel végezték 50×50 méteres, ill. 100×100 méteres hálózatban. A vizsgálat során 2778 mérési pontban dolgoztak, a kapott eredmények 59-224 nGy/h között voltak, 107 nGy/h átlaggal. Ez az érték magasabb, mint a szabad levegőn kapott, népességgel súlyozott 59 nGy/h világátlag, vagy akár a hazai 87 nGy/h átlag, ami egyértelműen a terület gránitos jellegével magyarázható.

A Paksi Atomerőmű környezetellenőrző tevékenysége természetesen kiterjed a környezeti gamma-dózisteljesítmény mérésére is. 1984-1999 között GM-csővel határozták meg a távmérőállomásokon a talajeredetű gamma-dózisteljesítményt. A 15 év átlaga 42-75 nGy/h között volt (Előzetes környezeti tanulmány, Paks, 2004). 2000-től proporcionális számlálóval mérik a talajeredetű és a kozmikus sugárzásból adódó együttes dózisegyenérték-teljesítmény pillanatnyi értékét, a mérőállomásokon és a mintavevő helyeken egyaránt. Az éves átlagértékek meghatározására TL-dózismérőket használnak. 2005-ben az évi átlagos dózisteljesítmény proporcionális számlálóval 75 nSv/h-nek, TL-dózismérővel 73 nSv/h-nak adódott (Paksi Atomerőmű Rt. környezeti jelentése, 2005).

3.2. A légkör radioaktivitása. A kozmikus sugárzás

A légköri radioaktivitás jelentős hányadát az ún. *kozmos sugárzás* adja (Sós és mtsai., 2005). Korábban azt feltételezték, hogy a légkör ionizáltsága a földkéreg radioaktív izotópjainak köszönhető, ez a kísérlet azonban azt igazolta, hogy kell lenni egy világúrból származó sugárzásnak is, amely a felsőbb légrétegeket ionizálja. Ezt a sugárzást nevezték el a későbbiekben kozmikus sugárzásnak.

Az ún. primer kozmikus sugárzás 70-80%-ban protonokból, 20-30%-ban alfa-részecskékből és kb. 2%-ban nehezebb atommagokból (O, C, Fe stb.) áll. A primer sugárzás részecskéi a légkör atommagjaival kölcsönhatásba lépnek, ekkor keletkezik az ún. másodlagos kozmikus sugárzás, amely különböző elemi részecskékből, főleg fotonokból áll. Az alsóbb légrétegekbe már csak a másodlagos sugárzás részecskéi jutnak el.

A kozmikus sugárzás részecskéi vagy ionizálják a légköri atomokat - ekkor elektronok keletkeznek -, vagy magátalakulásokat idéznek elő - ekkor keletkeznek az ún. kozmogén izotópok -. Kozmogén izotóp pl. a ^3H , a ^{14}C , a ^{22}Na , a ^{24}Na , a ^7Be , a ^{10}Be .

A kozmikus sugárzás részecskéinek átlagos energiája 10^{-11} J körüli érték. A nagyobb energiájú részecskék galaktikus eredetűek, a kisebb energiájú összetevők forrása a Nap.

Mivel a kozmikus sugárzás elsősorban elektromosan töltött részecskékből áll, a mágneses mező képes eltéríteni. A Föld mágneses mezője miatt a földfelszínre csak a nagy sebességű, azaz nagy energiájú részecskék jutnak el. Szintén a földi mágneses tér eltérítő hatásának köszönhető, hogy a mágneses pólusok felett jóval nagyobb a kozmikus sugárzás intenzitása, mint pl. az Egyenlítő felett. Ha a primer részecskék energiája elegendően nagy, nagyon sok szekunder részecske keletkezik lavinaszerű gyorsasággal. Ilyenkor a kozmikus sugárzás nagy intenzitással érkezik a földfelszínre, ezt a jelenséget nevezik légizáporinak.

A kozmikus sugárzás intenzitása függ többek között a légnyomástól és a hőmérséklettől. Ha a légnyomás csökken, nő a sugárzás intenzitása, mivel csökken a légköri megkötés mértéke. Növekvő hőmérséklet esetén a nagy energiájú komponensek intenzitása csökken, mert ebben az esetben a szekunder folyamatok a magasabb légrétegekben játszódnak le. Természetesen a naptevékenység, a mágneses mező változása is befolyásolja a kozmikus sugárzás intenzitását.

A kozmikus sugárzás átlagos részecskeintenzitása a földfelszínen 10^7 $1/\text{m}^2\text{s}$, nagyobb magasságokban nagyobb, mivel vékonyabb levegőréteg köti meg a sugárzást. A tengerszinten a kozmikus sugárzás 0,4 mSv dózisterhelést jelent évente, 100 méter magasságnövekedés 0,02 mSv dózisznövekedést okoz.

A légkörben lévő radioaktív anyagok egy része gáz-halmazállapotú, más része aeroszolhoz tapadva lebeg. Eredetük szerint két csoportba sorolhatóak a légkörben lévő radioaktív izotópok (Szabó S., 1985):

- természetes eredetűek (pl. ^3H , ^{222}Rn),
- mesterséges eredetűek (pl. ^{85}Kr , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I).

Az első csoportba a kozmikus sugárzás hatására keletkező izotópok és a talaj, a hidroszféra természetes radioaktív anyagainak gáz-halmazállapotú bomlástermékei tartoznak. A második csoportba tartozó radioaktív anyagok az atomrobbantási kísérletek révén jutottak, ill. az atomipar (pl. atomreaktor, izotópdúsító) juttat a légkörbe. A nukleáris kísérletekre visszavezethető kiszóródás az Atomcsend Egyezmény óta csökken.

Az atmoszféra radioaktivitásának kialakulása és változása természetesen összefügg a bioszféra többi elemében mérhető radioaktivitással, mivel az atmoszféra, a hidroszféra és a litoszféra közötti állandó kölcsönhatás következtében a radioaktív izotópok folytonosan cserélődnek. Megfigyelhető, hogy a szárazföld felett a levegő radioaktivitása átlagosan kétszerese az óceánok felett mérhetőnek.

A légköri természetes radioaktivitás legnagyobb részét a ^{238}U és ^{235}U légnemű leányelemeinek aktivitása képezi. Ide tartozik a ^{222}Rn is, mely az embert érő átlagos évi háttérsugárzásnak mintegy 40%-át adja.

Említést érdemel, hogy az utóbbi 30-40 évben környezetünk ^{210}Pb -koncentrációja jelentősen emelkedett, ami alapvetően két okkal magyarázható (Szabó S., 1985). Az egyik ok, hogy rendkívüli mértékben fokozódott a fosszilis energiahordozók felhasználása, és a kőszén elégetése során az urán és leányelemei bekerülnek az atmoszférán keresztül az elemek biológiai körforgásába. A levegő radioaktivitásának alakulásában tehát jelentős szerepe van a széntüzelés során a levegőbe jutott radioaktív anyagoknak. A másik ok a műtrágyázás, amelynek során előbb a talajba, majd onnan a légtérbe jut jelentős mennyiségű radioaktív izotóp.

3.3. A vizek radioaktivitása

A vizek természetes eredetű radioaktív anyagai közé a talajból, a kőzetekből kioldódó, valamint a légkörben a kozmikus sugárzás hatására képződő, majd onnan a vizekbe kerülő radioaktív izotópok tartoznak (Szabó S., 1985). A mesterséges eredetű radioaktív anyagok közé az atomipar által emittált radioaktív izotópokat, valamint az atomrobbantási kísérletek maradványait sorolják. A földfelszín mintegy 70%-át víz borítja, így a levegőbe jutó, illetve ott képződő radioaktív anyagok zöme az atmoszférából közvetlenül a felszíni vizekbe jut.

A sztratoszférából a radioaktív anyagok a földfelszínre 3 különböző úton juthatnak:

- gravitációs ülepedéssel csapadékmentes időben (dry-out),
- a felhőkben végbemenő „kiesőzéssel” (rain-out),
- a felhők alatti kimosódással (wash-out).

A dry-out tehát a száraz kihullást, a rain-out és a wash-out pedig a nedves kihullást jelenti. A fall-out-on a teljes, azaz a száraz és nedves kihullást értjük.

A hidroszféra és az atmoszféra között - valamint a hidroszféra és a bioszféra többi eleme között is - a radioaktív anyagok állandó mozgásban, migrációban vannak. A felszíni vizek és a benne élő szervezetek radioaktivitását számos egyéb tényező is befolyásolja, pl. a víz mélysége, a víz keveredésének mértéke. Az állóvizekben pl. jobban feldúsulnak a radioaktív anyagok, mint az állandó mozgásban lévő folyókban. A tengerekben kisebb a radioaktív anyagtartalom, mint a tavakban, ami annak köszönhető, hogy a tengerekben - a nagyobb mélység miatt - jelentősebb mértékű a vertikális keveredés. A vizek szennyezettségénél fontos szempont az is, hogy milyen a felület/térfogat arány, hiszen a szennyezettség a vízfelületen keresztül jut a vizekbe. A víz kémiai összetétele, a vízben élő szervezetek mennyisége és minősége szintén meghatározza a vizek radioaktivitását. A vízben élő organizmusok ugyanis szervezetüket részben a vízben lévő ásványi anyagokból, így a vízben levő radioaktív izotópokból építik fel. A folyamat természetesen fordított irányban is végbemegy, az élő szervezet elpusztulása után, a szerves anyag lebomlásával, a radioaktív anyagok ismét visszakerülnek a vízbe.

A hidroszféra természetes eredetű radioaktivitásában fontos szerepet játszik a vizek K-tartalma, ami függ a geológiai környezettől, a talaj vízzoldható K-tartalmától és olyan tényezőktől is, mint pl. a szennyvízterhelés, vagy a műtrágyázás.

Szilárd szennyezőknél döntő fontosságú, hogy a részecskék ülepedése milyen mértékű, ami a részecskemérettől és a sűrűségviszonyoktól függ. Az ülepedés hatására a radioaktív anyagok a fenéküledékbe, a fenékiszapba kerülhetnek, de onnan mechanikai és kémiai folyamatok

következtében ismét visszajuthatnak a vízbe. Sekély vizű tavakban a kémiai összetétel nagyobb mértékben és sokkal gyorsabban változik, mint a tengerekben, emiatt is nagyobb a tavak radioaktívanyag-tartalma.

A víz radioaktivitásának jellemzésére az ún. összbéta-aktivitást használják. Ezt az értéket a vízből bepárlással nyert maradék aktivitása alapján adják meg. Az összbéta-aktivitás az összes nem illékony komponens együttes aktivitásával egyenlő. A trícium-tartalomtól független, mivel az a víz bepárlás során eltávozik. Magas összbéta-aktivitás a folyókhoz épített atomerőművek és az erősen műtrágyázott termőföldek közelében mérhető.

Összehasonlításképpen megemlíthető, hogy az ásvány- és gyógyvizek radioaktivitása jelentékenyen felülmúlhatja a felszíni vizekét. A Föld mélyéből feltörő juvenilis vizek, amelyek nagy radioaktivitású kőzeteken jönnek keresztül, jelentős mennyiségű oldott radioizotópot hozhatnak magukkal. A nagy nyomás miatt a folyamatosan keletkező radongáz nem távozhat el a vízből, így a radonaktivitás igen jelentős szintre emelkedhet.

A vizek U- és Th-tartalmát meghatározza azok vízőldékonysága (Steiner, Várhegyi, 1991). Mivel a Th rosszul oldódik vízben, így ennek koncentrációja a vizekben jóval kisebb, mint a kőzetekben, kb. 0,0001 ppm. Az urán sokkal jobban oldódik, ezért az urántartalom átlagértékei nagyságrendekkel nagyobbak, pl. óceánokban 0,002 ppm, tavakban 0,008 ppm, folyóvizekben 0,0006 ppm, a hazai talajvizekben 0,001-0,003 ppm.

3.4. A talaj radioaktivitása. Ásványok, kőzetek radioaktivitása

A talajok természetes radioaktivitási szintje függ a geológiai viszonyoktól, a mezőgazdasági termeléstől - főleg a műtrágyázás miatt -, valamint a meteorológiai és környezeti paraméterektől.

Az ásványokban, kőzetekben is megtalálhatók az alapvető radioizotópok, a ^{40}K , a ^{238}U , a ^{235}U , a ^{232}Th , valamint ezek nagyszámú radioaktív bomlási termékei (3., 5. táblázat). Az ásványok közül maximális radioaktivitással az urán- és tóriumásványok rendelkeznek (uraninit, thorbernit stb., melyek U-tartalma 40-85%, Th-tartalma 20-40%), magas radioaktivitásúak az ún. ritka járulékos ásványok (cirtolit, cirkon, monacit, xenotim stb., U-tartalmuk 0,04-0,2%, Th-tartalmuk 0,04-3%), viszonylag magas aktivitásúak a leginkább elterjedt járulékos ásványok (apatit, magnetit stb., U-tartalmuk 0,001-0,01 %, Th-tartalmuk 0,003-0,02%). Normál radioaktivitásúak a másodlagos kőzetképző ásványok (biotit, muszkovit, stb., U-tartalom 4-8 ppm, Th-tartalom 8-18 ppm), gyengén radioaktívak a fő kőzetalkotó ásványok (földpátok, földpátpótlók, csillámok stb., U-tartalmuk 1-3 ppm, Th-tartalmuk 2-8 ppm), alacsony radioaktivitással rendelkeznek a piroxének és bázisos plagioklászok (U- és Th-tartalom 0,1-1 ppm), és végül igen alacsony radioaktivitásúak pl. az olivinek és gránátok (U- és Th-tartalom 0,001 ppm) (Steiner, Várhegyi, 1991).

A kőzetek kálium-, urán-, és tóriumtartalma függ az eredettől, az anyagi összetételtől, a kortól, és az utólagos hatásoktól (Steiner, Várhegyi, 1991). A savanyú vulkáni kőzetek K-tartalma akár a 4%-ot is elérheti (a káliföldpátok, a cirkon, a tórit, a monacit tartalom miatt), míg a bázikusoknál csak 0,15-1% körüli ez az érték. Az üledékes kőzetek közül az agyagos kőzeteknél 2,6%, a homokos kőzeteknél 1% az átlagos K-tartalom. A Th-tartalom szintén a savanyú vulkanikus kőzeteknél a legnagyobb, 18 ppm, míg a bázikusoknál csak 3 ppm. Az agyagos üledékes kőzetek 11 ppm, a homok 10 ppm átlagos Th-tartalommal rendelkezik. Az U-tartalom a savanyú vulkanikus kőzeteknél átlagosan 3,5 ppm, a bázikusoknál 0,5 ppm, az agyagos üledékes kőzeteknél 4 ppm, a homoknál pedig 3 ppm. A mészkő tórium- és urántartalma igen kicsi, 1,8, ill. 1,4 ppm. Mindez azt mutatja, hogy legnagyobb radioaktívelem-tartalma a savanyú magmás, főleg a vulkáni eredetű kőzeteknek van, legkisebb a mészkőnek.

A homok U- és Th-tartalma igen nagy is lehet, ha jelentős mennyiségben tartalmaz cirkont, monacitot vagy xenotimot (4. táblázat). Ezek az ásványok ugyanis, mint azt Baxter (1996) ausztráliai mérései is mutatják, nagy U- és Th-koncentrációjúak.

3. **TÁBLÁZAT** Ásványok urán- és tóriumtartalma (Steiner, Várhegyi, 1991)

Ásvány	U-tartalom (%)	Th-tartalom (%)
uraninit, thorbernit	40-80	20-40
cirkon, monacit, apatit	0,1-0,01	0,1-0,001
csillámok, káliföldpát	0,0001	0,0001
piroxén, plagioklász, gránát	$10^{-5} - 10^{-7}$	$10^{-5} - 10^{-7}$

4. **TÁBLÁZAT** A homok nagy radioaktivitását okozó ásványok urán- és tóriumtartalma (Baxter, 1996)

Anyag	²³⁸ U-koncentráció (kBq/kg)	²³² Th-koncentráció (kBq/kg)
cirkon	2-3	0,2-0,4
monacit	600-900	10-40
xenotim	180	50
ércek általában	0,06-0,2	0,04
talajok általában	0,04	0,04

5. **TÁBLÁZAT** Kőzetek átlagos radioaktívanyag-tartalma (Steiner, Várhegyi, 1991)

Kőzetcsoport		Kőzet	Elemtartalom		
			U (10 ⁴ %)	Th (10 ⁴ %)	K (%)
Magmás kőzetek	Mélységi magmás kőzetek	piroxenitok	0,03	0,08	0,15
		gabbró, diabáz	0,6	1,8	0,7
		diorit, kvarcdiorit	1,8	6	1,8
		granodioritok	2,1	8,3	2,3
		leukogranitok	7	40	4
	Kiömlési magmás kőzetek	bazaltok	0,7	2,3	1
		andezitek	1,2	4	1,7
		dácitok	2,5	10	2,3
		riolitok	4,7	19	3,7
		eklogitok	0,2	0,4	0,8
Metamorf kőzetek		amfibolit	0,7	1,8	0,6
		márványok, kristályos mészkövek	1,1	2,2	0,2
		metamorf homokkővek	2,7	9,2	2,5
		kristályos palák	2,6	10	3,1
		gránit gneiszek	3,2	16,1	3,6
		homokkővek	2,9	10,4	1,7
		agyagok	4	11,5	2,7
Üledékes kőzetek		mészkövek	1,6	1,8	0,3
		bitumenes mészkövek	7,8	11,9	0,3

A Föld anyagának sűrűsége a mélyebb rétegek felé haladva nő, a nehéz radioaktív elemek koncentrációja viszont a Föld mélye felé haladva fokozatosan csökken. A külső, gránitos övezet U- és Th-tartalma a legnagyobb, az ezt követő bazaltosé alacsonyabb, az ez alatti peridotit–eklogitét a legkisebb, sőt feltételezések szerint a Föld magjában csak nagyon kis mennyiségben található urán és tórium.

A talajok természetes radioaktivitásának jelentős részét a természetes kálium ^{40}K izotópja okozza, ami főleg a talaj kaolinit és hidrocillám tartalmához kötődik. A ^{40}K béta- és gamma-sugárzó izotóp, a természetes káliumban 0,0119%-ban fordul elő. A talajok átlagos K-tartalma 1-2% körüli érték, de a gránitos kőzetekből képződő talajok esetén elérheti a 3-4%-ot is, mert azok igen magas kaolinit-tartalmúak. A talajok káliummal történő trágyázása növeli a talaj aktivitását. A talajokban a káliumhoz hasonló kémiai tulajdonságú rubídium is megtalálható, a természetes rubídium 27,85%-át képezi a radioaktív ^{87}Rb . A talajok Rb-aktivitása nagyságrendekkel kisebb, mint a ^{40}K -aktivitás.

6. TÁBLÁZAT Magyarországi talajminták fajlagos természetes aktivitása (OSSKI, 1980)

Izotóp		Fajlagos aktivitás (Bq/kg)
^{40}K		602 ± 146
^{234}Th	^{238}U leányelemei	85 ± 36
^{226}Ra		111 ± 64
^{214}Bi		45 ± 29
^{214}Po		49 ± 32
^{228}Ac	^{232}Th leányelemei	40 ± 12
^{212}Bi		39 ± 16
^{212}Pb		39 ± 11
^{208}Tl		40 ± 9

Egy-egy elem feldúsulása, ill. migrációja a földkéregben elsősorban a geokémiai és a kőzetfizikai viszonyoktól függ (Steiner, Várhegyi, 1991). Az urán pl. magas oxigéntartalmú és savas kémhatású vizekben alkot jól oldódó vegyületet. Ilyen vizekben az urán - kőzetből való kioldódás, ill. diffúzió útján -, nagy távolságokra tud migrálni, magának az ércestnek pedig jelentősen csökken az urántartalma. Ilyen folyamatnak köszönhetően alakultak ki pl. a Mátraderecske környékén található urándús talajrétegek, ahol a geotermikus hatásra felfelé áramló szén-dioxid és a leszivárgó oxigéngazdag esővíz találkozási vonalán jött létre uránkiválás (Kasztovszki, 2000). De hasonlóan magyarázható a szénhidrogén telepek fölött jelentkező radondúsulások létrejötte is. Ezekben az esetekben a hosszú nyíltláncú

szénhidrogének egyes ásványok katalitikus hatására felbomlanak, és ennek következtében egy redukáló cella jön létre a szénhidrogén-lelőhely felett.

A rádium csak kloridos vizekben ad jól oldódó vegyületet, ezért a rádium csak kisméretű szóródási udvarokat hoz létre. A tórium izotópjai a természetben nem alkotnak vízben oldódó vegyületeket, ezért ezek migrációja nagyon kismértékű.

Urán- és tóriumtartalmából adódóan radon is található a talajban, mennyisége természetesen az urán- és tóriumtartalom függvénye. Meg kell említeni, hogy a talajösszetételtől függetlenül is lehet nagy a talaj radonszintje, pl. mélyreható tektonikai vonalak felett, ha azok mélységi helyzetű riolit-, vagy gránittömegeket harántolnak. A talajok radontartalmát a radonexhaláció mértéke nagymértékben meghatározza. Mivel a radonexhaláció számos paraméter (talaj fizikai jellemzői, meteorológiai viszonyok, talajlefedettség stb.) függvénye, ezért a talajok radontartalma is igen változó, nem csak területi, de napszaki-, évszaki-, évi ingadozást is mutat.

A talaj felett mérhető radioaktív sugárzásnál figyelembe kell venni az önabszorpció jelenségét is. A mérések azt igazolták, hogy emiatt a talajfelszínen mérhető gamma-sugárzás több, mint 90%-a a felső 20 cm-es talajrétegből származik. Számításba kell venni a talaj pillanatnyi állapotát is, hiszen pl. a talajpólusokban lévő víz, vagy a hótakaró bizonyos mértékben árnyékolja a gamma-sugárzást. A hó esetében elsősorban a víztartalmat kell figyelembe venni, ha a víztartalom 10 cm-es vízréteggel egyenértékű, kb. 50%-kal csökken a kibocsátott gamma-sugárzás mértéke (Akerblom, 2000).

A talajt számos radioaktív izotóp is szennyezi, amelyek az atomerőművekből, atomtechnikai létesítményekből, a műtrágyázás során jutnak a környezetbe, de pl. a széntüzelésű erőművek környékén, ill. kőszénbányák meddőhányóinál is nagymértékben megemelkedhet a talaj U-, Th- és Ra-tartalma. Ezeken kívül az atomrobbantási kísérletek maradványaival is számolni kell. Legnagyobb jelentősége a ^{137}Cs - és a ^{90}Sr -izotópoknak van. A MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózat (MÉM Éves Jelentés, 1980) adatai szerint a magyarországi talajok össz-béta aktivitása 705 Bq/kg, a ^{90}Sr -aktivitás 21 Bq/kg, a ^{137}Cs -aktivitás 16 Bq/kg érték, ami azt jelzi, hogy a radioaktív szennyezettségből adódó aktivitás jóval kisebb, mint a ^{40}K -tól származó aktivitás.

A radioaktív szennyezettség tekintetében a talajnak főleg közvetítő szerepe van, mert megköti a levegőből, a felszíni vizekből kikerülő radioaktív anyagokat, majd átadja az élő szervezeteknek. A radioaktív talajszennyezettség mértéke függ a földtani felépítéstől, a domborzati viszonyoktól. A sík területeken pl. jelentősebb, mint a lejtős vidékeken, mert a csapadékból származó izotópok - a gyors lefolyás miatt - a lejtős területeken kevésbé tudnak

megkötődni, a már megkötődött izotópok pedig az erózió következtében a lejtős területekről a mélyebb területekre jutnak. A talaj mechanikai szerkezete is meghatározó a szennyezettség mértékét illetően. A könnyűszerkezetű talajokban pl. gyorsan a mélyebb rétegekbe mosódnak az anyagok, az agyagos területeken jól adszorbeálódnak az izotópok, a zeolitoknál pedig jelentős az ioncsere folyamata. A radioaktív izotópok nagy része nedves ülepedéssel jut a földfelszínre, egyes mérések szerint a kontaminációs-szint és a csapadék mennyisége között egyenes arány írható fel.

A talajszennyezettség az idő függvényében a következő egyenlettel írható le (Szabó S., 1985):

$$\frac{dc(t)}{dt} = -(\lambda + \varphi)c + \omega(t), \quad (6)$$

ahol: $c(t)$ – az izotóp koncentrációja a talajban (fajlagos aktivitás)

λ - az izotóp bomlási állandója,

φ - az izotóp talajból való távozási sebességére vonatkozó konstans,

$\omega(t)$ - az atmoszférikus kiszóródás mértéke (a fajlagos aktivitás növekedése egységnyi idő alatt, a levegőből kihulló szennyeződések miatt).

A szennyezőanyagok mozgását a talajban a talajjal való kölcsönhatás, a csapadék beszivárgási sebessége és a talajvíz-áramlás sebessége határozza meg (Szabó S., 1985). A talajvíz feletti telítetlen zónában pl. jóval lassabb az izotópok vándorlása, mint a telített zónában. Az egyes izotópok származó szennyezettség mértéke eltérhet azért is, mert különböző mértékben adszorbeálódnak. Az elemek közül pl. a Pu a legjobban, a Sr pedig a legkevésbé adszorbeálódik. Meghatározó lehet a talaj szervesanyag-tartalma is, mivel azok gátolják az izotópok megkötődését a talajban. Említést érdemel, hogy a mezőgazdaságilag művelt területek felső rétegei kevésbé szennyezettek, mint a művelés alá nem vont területeké, ugyanis a talajforgatás következtében a szennyezőanyagok a mélyebb rétegekbe is lejutnak.

Az OSSKI munkatársai 1993-1994-ben részletesen vizsgálták a Bátaapáti/Üveghuta térségében megépítendő, kis- és közepes aktivitású radioaktív hulladéktároló területét, így a talaj radioaktivitásának mérését is elvégezték (Előzetes környezeti tanulmány, Bátaapáti, 2005). A hulladéktároló tervezett helyének 7-10 km-es körzetében 17 helyen vettek talaj-, 15 helyen iszapmintát, és félvezető gamma-spektrométerrel meghatározták a fontosabb természetes- és mesterséges eredetű izotópok fajlagos aktivitását (7. táblázat).

7. TÁBLÁZAT Talaj- és iszapminták izotóptartalma (Előzetes környezeti tanulmány, Bátaapáti, 2005)

	Természetes eredetű (Bq/kg)					Mesterséges eredetű (Bq/kg)	
	²²⁸ Ac	²³⁴ Th	²²⁶ Ra	²³⁵ U	⁴⁰ K	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
min.	35	27	25	1,1	428	0,12	1,1
max.	112	117	63	2,4	930	2,29	15,2
átlag	50	60	50	1,9	616	0,73	5,8

17 talajminta esetében a részletesebb gamma spektroszkópai vizsgálatot is elvégezték. A fajlagos aktivitások átlaga 50%-kal nagyobbak adódtak, mint a magyarországi átlag, ami a terület gránitos jellegéből adódik (8. táblázat).

8. TÁBLÁZAT Talajminták izotóptartalma (Előzetes környezeti tanulmány, Bátaapáti, 2005)

Fajlagos aktivitás (Bq/kg)												
	²³⁵ U	²³⁸ U bomlási sora					²³² Th bomlási sora				⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
		²³⁴ Th	²²⁶ Ra	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²¹⁰ Pb	²²⁸ Ac	²¹² Pb	²¹² Bi	²⁰⁸ Tl		
min.	1,7	42	33	30	31	39	56	52	48	52	450	1,5
max.	2,6	68	55	52	50	135	108	92	100	100	1140	50
átlag	2,2	52,4	45,9	42	41,1	79,4	72,2	67,8	68,1	68,7	648	12,9

A kőzeteken, a talajon, vagy bármely más anyagon áthaladó gamma-sugárzás intenzitása három folyamat következtében csökken (Muhin, 1985). A *fotoeffektus* során a foton ionizálja az anyag atomjait, miközben maga a foton megszűnik. A *Compton-effektus* esetén szintén kilép egy elektron a foton hatására az anyag atomjából, de ekkor a foton nem szűnik meg, csak lecsökken az energiája. A *párrképződés* folyamán egy elektron-pozitron pár jön létre, egy nagy tömegű atommag terében. A kis energiájú fotonok esetén a fotoeffektus, a nagyobb energiájú fotonok esetén a Compton-effektus, ill. még nagyobb energiáknál a párrképződés a foton jellemző kölcsönhatása. Kőzetek esetén a néhány MeV energiájú gamma-fotonoknál a Compton-effektus játszódik le legnagyobb valószínűséggel (Égerer, 1993). A három folyamat annál jelentősebb, minél nagyobb az anyagot alkotó atomok rendszáma, valamint az anyag részecskesűrűsége. Ebből következik, hogy az anyag kémiai összetételétől és sűrűségétől függ, milyen mértékben abszorbeálja a gamma-sugárzást, ill. az önabszorpció miatt milyen mélységből juthat a felszínre az anyag által kibocsátott sugárzás.

4. A radon és jelentősége

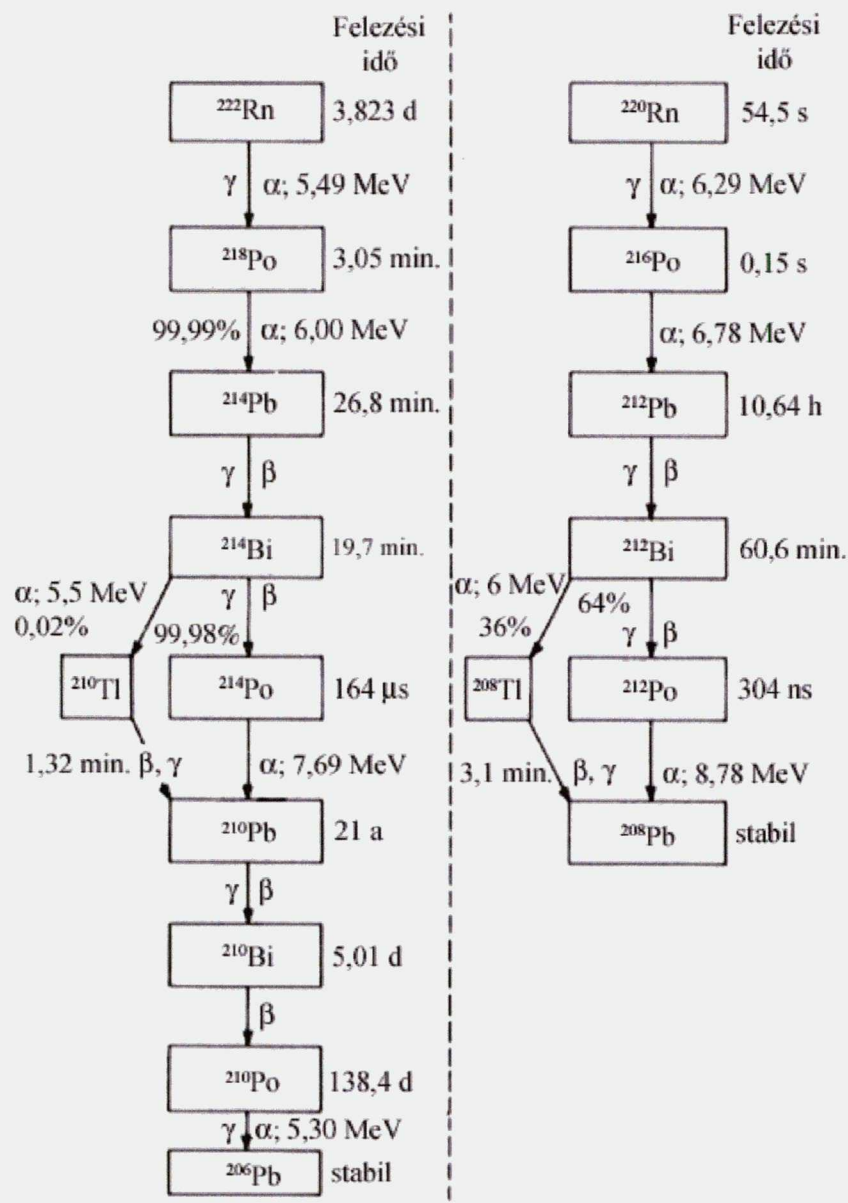
4.1. A radon eredete és jellemzői. A radonszint mennyiségi jellemzői

A természetes háttérsugárzás csaknem fele a radontól származik, amelyet szinte mindenhol - kőzetekben, talajlevegőben, talajvízben, felszíni vizekben, atmoszférában - megtalálunk. Ez a tény, valamint az, hogy a radon és leányelemei levegővételnél bekerülhetnek a szervezetünkbe - főleg az igen sugárérzékeny légzőrendszerünkbe - indokolja, miért olyan fontos ismernünk lakóhelyünk radonszintjét, és az azt meghatározó tényezőket.

9. TÁBLÁZAT A természetben előforduló radonizotópok

Radonizotóp	Hagyományos név	A bomlás kezdőeleme	Anyaelem	Felezési idő
^{222}Rn	radon	^{238}U	^{226}Ra	3,8 nap
^{220}Rn	toron	^{232}Th	^{224}Ra	55 s
^{219}Rn	aktinon	^{235}U	^{223}Ra	4 s

A radonnak három természetes izotópját ismerjük (9. táblázat). Minél nagyobb a radonizotóp felezési ideje - és ezzel együtt az átlagos élettartama -, annál nagyobb esélye van arra, hogy a talajból kidiffundáljon. A radon leányelemek ugyanis nem nemesgázok, ezért igen nagy valószínűséggel megkötődhetnek. Legjelentősebb szerepe emiatt a ^{222}Rn izotópnak van, de a ^{220}Rn hatásával is számolni kell.



1. ábra A radon és a toron bomlási blokk-sémája (Tóth, 1983)

A radon, ill. a radon leányelemek mennyiségének megadására több fogalmat is bevezettek (Tóth, 1983).

Szabadion-hányad

A levegőbe jutott radon bomlástermékei pozitív töltésű ionok, amelyek vagy ioncsoportot képeznek a gázokkal, vagy rövid időn belül aeroszolokra tapadnak. Az aeroszolok mérete jóval nagyobb, mint az ioncsoportoké, ezért ezek a tüdő mélyebb régióiba is behatolhatnak. Biológiai szempontból így nem mindegy, hogy milyen formában jelenik meg a bomlástermék a levegőben. A szabadion-hányad az ioncsoportokat alkotó termékek aktivitáshányadát adja meg, a megtapadt-hányad pedig az aeroszolokhoz tapadt aktivitáshányadot. Minél nagyobb a

levegőben az aeroszolkoncentráció, annál kisebb a szabadion-hányad, azaz annál inkább csak a légzőrendszerünk felső részét éri a bomlástermékek hatása.

Potenciális alfa-energia (E_p)

A potenciális alfa-energia a leányelemek alfa-sugárzásának energiáját is figyelembe veszi, tehát a biológiai hatást még pontosabban jellemzi. A radon bomlástermékei maguk is alfa-sugárzók, tehát a bomlások során az élő szervezetet végül is a radon, valamint valamennyi alfa-sugárzó leányeleme által leadott sugárzási energia összege terheli. A potenciális alfa-energia megadja, hogy mekkora összes alfa-energiát adnak le a rövid életű radon-bomlástermékek. A *potenciális alfa-energiakonzentráció* ezt az értéket egységnyi térfogatu levegőre vonatkoztatja. Az ún. súlyozó tényező (j) azt adja meg, hogy az adott izotóp - egységnyi aktivitás esetén - milyen arányban járul hozzá a teljes potenciális alfa-energiához.

10. TÁBLÁZAT A radon és a toron bomlástermékeinek potenciális alfa-energiája (Tóth, 1983)

Radioaktív izotóp	Bomlástípus	Felezési idő (s)	Alfa-bomlási energia (MeV)	E_p (MeV)	j
^{218}Po	alfa	183	6	13,68	0,105
^{214}Pb	béta	1608		7,68	0,516
^{214}Bi	béta (99,98%) alfa (0,02%)	1182		7,68	0,379
^{214}Po	alfa	$1,6 \cdot 10^{-4}$	7,68	7,68	-
^{216}Po	alfa	0,158	6,78	14,57	-
^{212}Pb	béta	38160		7,79	0,913
^{212}Bi	alfa (36%) béta (64%)	3630	6	7,79	0,087
^{212}Po	alfa	$3 \cdot 10^{-7}$	8,78	8,78	-

Munkaszint (WL)

1 WL $1,3 \cdot 10^5$ MeV/dm³ potenciális alfa-energiakoncentrációnak felel meg. Ez lényegében a bomlástermékeivel egyensúlyban lévő, 3700 Bq/m³ koncentrációjú ²²²Rn alfa-energiakoncentrációja. A radonizotópokat, valamint a hosszú felezési idejű bomlástermékeket itt nem vesszük figyelembe. A tüdőbe jutott radon döntő része ugyanis légzéskor távozik, a nagy élettartamú leányelemek pedig még bomlásuk előtt kisöprődhetnek a tüdőből, így csak a kis felezési idejű izotópok maradnak vissza, 20-80%-ban.

Munkaszínhónap (WLM)

A WLM a WL értéknek az expozíció idejére vett integrálja. Az 1 WLM az 1 munkahónap (170 óra) alatt kapott alfa-energiát adja meg, ha 3700 Bq/m³ a ²²²Rn koncentrációja. Dózisbecslések alapján 7-10 mSv egyenértékű dózis felel meg 1 WLM-nek.

Egyenértékű egyensúlyi koncentráció (c_e)

Lényegében a kiindulási radonkoncentrációt adja meg egyensúly esetén. Kiszámításánál a négy rövid felezési idejű bomlástermék koncentrációját (c_i), valamint a potenciális alfa-energiára vonatkozó viszonylagos járulékát (j_i) kell figyelembe venni:

$$c_e = \sum_{i=1}^4 j_i c_i. \quad (7)$$

Egyensúlyi tényező

A radonizotópok és bomlástermékeik általában nincsenek egymással egyensúlyban. A bomlástermékek ugyanis kiülednek a felületekre, ezért a levegőben a bomlástermékek koncentrációja kisebb, mint a radoné. Az egyensúlyi tényező az adott bomlástermék tényleges koncentrációjának és az egyensúlyi koncentrációnak a hányadosát adja meg. Mérések szerint lakószobák levegőjében a különböző leányelemekre az egyensúlyi tényező értéke 0,2-0,8 közötti. Az egyensúlyi tényező értéke módosulhat a visszalökődés miatt. Ekkor a falra kitapadt leányelem tovább bomlik, és a bomlástermék - miután a lendületmegmaradás tétele értelmében sebességgel rendelkezik - visszalökődik, elhagyja a felületet, így növelve az egyensúlyi tényező értékét.

4.2. A radonemanáció és a radonexhaláció jellemzői

A radonkibocsátás egyik fontos folyamata a radonemanáció, amelynek során a radon a szilárd anyagból a külső közegbe juthat (Steiner, Várhegyi, 1991). *Szabad emanáció* alatt az emanációnak azt a részét értjük, amikor a radon magától ki tud lépni a külső közegbe, a *kötött emanáció* az a hányad, amikor a radon - valamely oknál fogva - bent maradt a szilárd anyagban. Az emanálási folyamat mennyiségi jellemzője az *emanáló képesség*, amely az 1 g anyagból a külső környezetbe jutott radon mennyiségét adja meg. Az *emanálási koefficiens* a szabad emanáció és összemanaáció mennyiségének aránya abban az esetben, ha a radon az adott anyagban lévő rádiummal radioaktív egyensúlyban van. Az emanálási koefficiens függ az anyag és a külső közeg minőségétől és állapotától. Átlagértéke 0,1 a radonra, 0,05 a toronra vonatkozóan.

A radonatomnak akkor van lehetősége a talajszemcséből való kijutásra, ha a rádium bomlása a szemcsében az ún. visszalökődési hosszánál nem mélyebben játszódik le (Steiner, Várhegyi, 1991). A radon átlép a szomszédos szemcsébe, ha szorosan illeszkednek a szemcsék, vagy levegő tölti ki a közöttük lévő pórusteret, mivel a levegő csak kis mértékben fékezi a radont. A radon akkor maradhat a pórustérben, ha azt víz tölti ki, mert abban jelentősen lefékeződik és már nem elegendő mozgási energiája, hogy egy másik talajszemcsébe átlépjen. Ezek alapján a legnagyobb radonemanáló képességgel azok a kőzetek rendelkeznek, amelyeknél a szemcsék felületén helyezkednek el az uránásványok. Így a gránitpegmatitoknak pl. 0,28, a homokköveknek 0,11, a mészkőnek 0,11, a tőzeges talajnak 0,53, a löszös talajnak 0,24-0,36 az átlagos emanációs koefficiense. Adott kőzet esetén nagyobb nedvességtartalomnál nagyobb az emanációs koefficiens.

A pórustérben a radon transzportja háromféle módon játszódhat le: vagy diffúzió, vagy filtráció, vagy az ún. geogázok feláramlása következtében (Steiner, Várhegyi, 1991). A *diffúzió* jelenségétől vízzel telített pórusok esetén el lehet tekinteni, mivel a radon diffúzióállandója vízben mindössze 10^{-5} cm²/s, míg levegőben 0,1 cm²/s. A *filtrációval* nyugvó közegben - vagy, ha a közeg sebessége jóval kisebb, mint a diffúzió sebessége - nem kell számolni. Az ún. *geogáz mikrobuborék elmélet* azért vált jelentőssé, mert az előző két folyamattal nem lehetett értelmezni a több 100 m mélyről származó radonatomok felszínre kerülését. Ez a folyamat vízzel telített pórusok esetén meghatározó - tehát a talajvízszint alatti tartományban - míg e felett a diffúzió és a filtráció a számottevő.

A diffúzió sebességét meghatározza, hogy milyen porozitású közegben játszódik le. A (8) egyenlet - amely Fick II. törvényét is tartalmazza - megadja, hogyan változik a radon koncentrációja a hely (x) és az idő (t) függvényében (Bálint és mtsai., 2005):

$$\varepsilon \frac{\delta c}{\delta t} = D \frac{\delta^2 c}{\delta x^2} + F(x, t), \quad (8)$$

ahol: c - a radonkoncentráció a pórusokban,

D - a radon diffúzióállandó az adott közegben,

ε - a közeg porozitása,

F - az anyagforrás erőssége, amely megadja, hogy 1 s alatt mennyivel nő az adott helyen a radonkoncentráció. F gyakorlatilag a közeg rádiumtartalmával arányos mennyiség.

Jelentős diffúzióállandóval a szemcsés szerkezetű, porózus, kis nedvességtartalmú, konszolidált talaj rendelkezik; homoknál pl. 0,01-0,03 cm²/s az értéke. A diffúzióállandót nem csak a porozitás határozza meg, figyelembe kell venni a közeg permeabilitását is, ami a pórusméret függvénye. Az agyagban pl. kisebb a diffúzióállandó, mint egy hasonló porozitású, de nagyobb pórusméretű közegben (Tóth, 1983).

A diffúzió jellemzője az ún. diffúzióhossz (Z), amely azt a távolságot adja meg, amelyen a radon koncentráció e-ad részére csökken. Ennek nagysága a diffúzióállandó és a bomlási állandó (λ) függvénye (Steiner, Várhegyi, 1991):

$$Z = \left(\frac{D}{\lambda} \right)^{0,5}. \quad (9)$$

A kőzetekben a diffúzióhossz radon esetén 12-182 cm, míg toronnál 0,15-2,2 cm. Ebből adódóan 10-15 m vastag talajrétegen áthaladva a radonkoncentráció kb. 10 000-ed részére csökken, tehát a diffúzió miatt legfeljebb ilyen mélységű forrásból juthatna a felszínre radon. Ugyanez a toron esetében csak néhányszor 10 cm.

A filtráció akkor válik jelentőssé, ha valamilyen ok miatt nagyobb mértékű a póruslevegő, vagy a pórusvíz feláramlása. A filtráció sebessége talajban 0,1-0,25 m/nap, ez azt jelenti, hogy akadálytalan áramlás esetén akár 1 m mélységből is feljuthat ily módon a radon, mielőtt elbomlana (Tóth, 1983).

A geogázok jelentős radontartalommal rendelkeznek, mivel a felszínalatti vizek erősen telítettek radonra nézve, ami buborék formájában kiválik. Ezt a kiválást elősegíti a radioaktív bomlás, amely gócot hoz létre a buborékképződéshez. A radon a folyadék-gáz határfelületen megtapad és a továbbiakban együtt mozog a buborékkal. A geogáz mikrobuborékok sebessége és a radontranszport mértéke a mechanika törvényei alapján adható meg (Steiner, Várhegyi, 1991).

A mikrobuborékok sebessége a Stokes-féle közegellenállási törvény felhasználásával:

$$v = \frac{g(\rho_f - \rho_b)d^2}{18\eta_f}, \quad (10)$$

ahol: v - a buborék sebessége,

g - a gravitációs gyorsulás,

η_f - a folyadék dinamikai viszkozitása,

ρ_f - a folyadék sűrűsége,

ρ_b - a buborék sűrűsége,

d - a buborék átmérője.

A függőlegessel szöget bezáró pórusjáratok esetén a radon mozgása szempontjából nem a teljes sebességgel (v), csak a függőlegesen felfelé irányuló sebességkomponenssel (v_z) kell számolni. Ennek értékét a közet porozitása (ε) segítségével adhatjuk meg, pl. homokkövek esetén:

$$v_z = v\sqrt{\varepsilon}. \quad (11)$$

A (11) egyenletből látható, hogy a buborék sebessége annál nagyobb, minél nagyobb a mérete. A felszálló buborékokra folyamatosan kisebb nyomás nehezedik, ezért a mérete, és így a sebessége folyamatosan nő. A nagyméretű mikrobuborékok ($d > 15 \mu\text{m}$) a nagyobb sebesség miatt 100 m mélyről is a felszínre juttathatják a radont, a kisebb méretűek ($d < 10 \mu\text{m}$) viszont csak kis távolságra juthatnak el. Ekvigranuláris szemcseeloszlást feltételezve geometriai számításokkal megadható a maximális buborékátmérő (d_m) és a jellemző szemcseméret (δ) kapcsolata:

$$d_m = 1,28 \delta \varepsilon (\varepsilon + 0,21). \quad (12)$$

A nagyméretű buborékok szabad mozgásához szükséges, hogy a pórusokban akadálytalanul mozoghassanak, azaz a pórusok megfelelően tágak legyenek. Ilyenkor szabadon tágulhatnak a buborékok, sebességük folyamatosan nőhet. Ezt a folyamatot nevezik szabadtranszportnak, melyet az ún. szabad transzporttényező (μ) jellemez:

$$\mu = \frac{5v}{3\lambda h_o}. \quad (13)$$

Az egyenletben: v - buborék sebessége,

h_o - a külső légnyomás vízoszlop-magasságban kifejezve.

A maximális szabad transzporttényező (μ_m) megadható, ha a (13) formulába a sebesség maximuma kerül, ami (10) és (12) egyenletekkel adható meg. Ezek alapján:

$$\mu_m = 0,147 \frac{g(\rho_f - \rho_b)}{\eta_f \lambda h_o} (\varepsilon + 0,21)^2 \delta^2 \varepsilon^{2,5}. \quad (14)$$

Ha a buborékok mérete összemérhető a közetpórusok méretével, a buborékok akadályoztatva mozognak. Ekkor kötött transzport lép fel, amelynél csak egy állandó feláramlási sebességgel lehet számolni. A kötött transzporttényező (κ) azt a távolságot adja meg, amelyen e-ad részére csökken az eredeti radonkoncentráció. Ennek értéke:

$$\kappa = \frac{v}{\lambda}, \quad (15)$$

maximális értéke (κ_m), a maximális sebességet felhasználva:

$$\kappa_m = 0,088 \frac{g(\rho_f - \rho_b)}{\eta_f \lambda} (\varepsilon + 0,21)^2 \delta^2 \varepsilon^{2,5}. \quad (16)$$

A transzport tényező tehát a porozitás és a szemcseátmérő függvénye. A kis porozitású és kis jellemző szemcseméretű ($\varepsilon < 0,2$; $\delta < 0,1$ mm) kőzetek esetén - pl. iszap, agyag, lösz - nagyobb mélységből nem juthat fel a radon, kivéve függőleges repedezettség, vagy vetőzóna esetén. Porózusabb és nagyobb szemcseméretű ($\varepsilon > 0,25$; $\delta > 0,2$ mm) kőzeteknél kedvező körülmények között akár néhány 100 m mélyről is feláramolhat a radon a mikrobuborékok segítségével (Várhegyi és mtsai., 1986).

A radonexhalációt - a radon külső levegőbe történő kijutását - elsősorban a talaj nedvességtartalma, porozitása, lefedettsége, valamint a talaj és a levegő hőmérséklet- és nyomásviszonya határozza meg (Tóth, 1983). A hótakaró, a talaj fagyottsága természetesen csökkenti az exhaláció mértékét, a talajnedvesség hatása viszont kettős. A nagyon száraz talaj kismértékű víztartalom növekedése növeli a radonkibocsátást, hiszen a vizes pórusok esetén a radonemanáció mértéke nagyobb. A nedvesség növekedésével azonban elzáródhatnak a talajpórusok, ami miatt csökken a radonkibocsátás. Az erős szél szívóhatása miatt a talaj közeli levegő radontartalma magas, viszont ilyen esetben erőteljes keveredés lép fel a légkörben, így összességében a szélcsendes időben lehet a legnagyobb radonkoncentrációt mérni a levegőben. A radonkoncentrációt meghatározzák a talajlevegő és a külső levegő közötti áramlási viszonyok is. Ha pl. a külső levegő nyomása lecsökken, jelentősen nő a radonexhaláció mértéke. Ha a külső levegő hőmérséklete a nagyobb, a talajba befelé, ha kisebb, a talajból kifelé áramlik a talajlevegő és vele együtt a radon. Ennek megfelelően, valamint a meteorológiai és a talajfizikai tényezők hatására, napi és évszakos ingadozás figyelhető meg a radonszint alakulásában.

A klíma igen jelentősen hat a talajlevegő radonszintjének alakulására. A klímaviszonyoktól függ ugyanis, hogy a talajlevegő bent reked-e a talajban - tehát feldúsulhat a radon -, vagy kiáramlik onnan. Ezt figyelték meg az USA-ban, ahol 7 államban vizsgálták, hogyan függ a talajlevegő radonkoncentrációja a talaj urántartalmától (Schumann, Gundersen, 1996). Colorádóban - ahol jelentős a talajlevegő kiáramlása - csak kis mértékben, Virginiában viszont - ahol nincs számottevő kiáramlás - jelentősen nőtt a talajlevegő radonszintje a talaj növekvő urántartalmával.

Figyelembe véve az egyes radonizotópok felezési idejét, a ^{220}Rn levegőben mért koncentrációja jobban függ a talaj- és meteorológiai viszonyoktól, mint a ^{222}Rn -izotópé. A kisebb felezési idő miatt ugyanis csak a talaj felső, néhány cm vastag rétegéből tud a ^{220}Rn kiáramlani, ennek a rétegnek az állapotát pedig a külső hatások jobban meghatározzák.

A talajlevegő és a talajvíz radonszintjét erősen meghatározzák a tektonikai mozgások (Virk, Vastagh, 2002). Földrengések előtt több esetben jelentős növekedést figyeltek meg a talajlevegő és a talajvíz radonkoncentrációjában. Ennek oka, hogy a tágulási folyamatok során nő a kőzetek felszíne, valamint víz áramlik be a repedésekbe, emiatt nő a radonemanáció mértéke.

A talaj közeli levegő átlagos ^{222}Rn -koncentrációja 4 Bq/m^3 a szárazföldön, $0,4 \text{ Bq/m}^3$ a tengerek melletti területeken és $0,04 \text{ Bq/m}^3$ az óceánok felett.

A radonizotópok leányelemei aeroszolakra tapadva található meg a légkörben, ezért azok koncentrációjára hatással vannak a kimosódási és leülepedési folyamatok is. Ezek következtében a levegőben csökken a koncentrációjuk, ugyanakkor a talajban feldúsulnak.

A radonexhaláció sebességét több irodalom radonfluxusnak nevezi (Φ), amely az egységnyi felületről, egységnyi idő alatt kilépő radon aktivitását adja meg. Egy véges, x vastagságú réteg esetén a radonfluxus a következő módon adható meg (Előzetes környezeti tanulmány, Bátaapáti, 2005):

$$\Phi = c_{Ra} \rho K_{Rn} \sqrt{\lambda D} \tanh \left(x \sqrt{\frac{\lambda}{D}} \right), \quad (17)$$

ahol: c_{Ra} - a rádium aktivitáskoncentrációja a radonkibocsátó közegben,

ρ - a réteg átlagsűrűsége,

λ - a radon bomlási állandója,

D - a radon diffúzióállandója a közegben,

K_{Rn} - a réteg radonemanációs koefficiense.

Jelentős, több méteres rétegvastagság esetén a kifejezés egyszerűsödik:

$$\Phi = c_{Ra} \rho K_{Rn} \sqrt{\lambda D}. \quad (18)$$

Ha a radontermelő közeget x' vastagságú fedőréteg borítja, akkor a fedőrétegből kilépő radon fluxusa (Φ'):

$$\Phi' = \Phi e^{-x' \sqrt{\frac{\lambda}{D'}}}, \quad (19)$$

ahol: Φ - a fedetlen réteg fluxusa,

D' - a radon diffúzióállandója a fedőrétegben.

Átlagos talajokra nézve a radonfluxus 24,5 mBq/m²s (Tóth, 1983).

4.3. Radonszintet meghatározó tényezők

Széleskörű vizsgálatokat végeztek arra vonatkozóan, hogyan változik a szabad-, valamint a zárt levegő radonkoncentrációja a különböző paraméterek függvényében. A mérések során elsősorban a talaj, a légnyomás, a hőmérséklet, a légmozgás és az időjárás-változás hatását figyelték meg. Ezeknek a vizsgálatoknak az adja a nehézségét, hogy a felsorolt paraméterek nem egymástól függetlenül hatnak, egyik sem zárható ki, vagy tekinthető teljesen állandónak a természetes körülmények között történő méréseknél. Így az adott tényezőtől való önálló függés csak megközelítőleg adható meg.

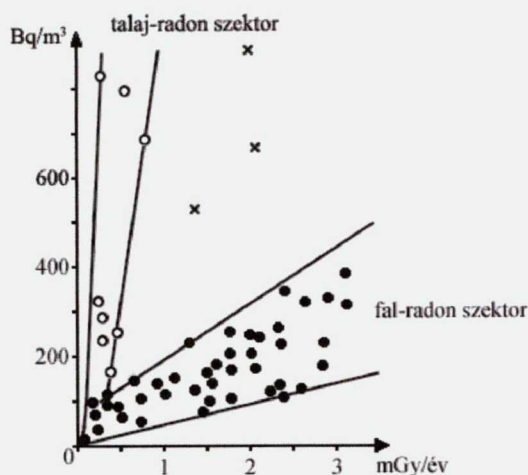
Az épületek és a külső levegő legfontosabb radonforrása a *talaj*. Főleg az *urántartalom*, valamint a talaj *permeabilitása* határozza meg a talajeredetű radon mértékét. Az épületek radonszintjére vonatkozóan Tóth Eszter és munkatársai végeznek jelentős hazai méréseket 1994-től kezdve (Hámori és mtsai., 2004). Mérései is azt igazolták, hogy a dúsabb urántartalmú kőzetekből kialakult talajokra épült házakban nagyobb a radonszint. Ilyen kőzetek a savanyú magmás kőzetek, valamint a szerves anyagban dúsabb agyagok, agyagpalák és az arkóza homokkövek. A kőzetek urántartalmát az is befolyásolja, hogy érintkezett-e, és ha igen, milyen hidrotermális oldatokkal, hiszen ezek akár jelentősen emelhetik a kőzetben az uránmennyiséget, mint pl. a Börzsöny és a Mátra területén. Mivel az urán oxidatív körülmények között oldódik, redukív körülmények mellett pedig kicsapódik, a kőzetet átjáró víz oxidációs képességét is figyelembe kell venni. Általánosan elmondható, hogy a talajvízszint felett többnyire oxidáció játszódik le, ami oldódás után az uránszint csökkenéséhez vezet, a talajvízszint alatt pedig redukció történik, ami a kicsapódás miatt növeli az urántartalmat. A mindenkor talajvízszint-játék zónában ez a folyamat akár ércdúsulást is létrehozhat. Ezért előfordulhat, mint pl. a Sajó- és a Hernád-völgy egyes falvaiban, hogy a folyóvízi üledékkel borított területeken megnő az urántartalom, és a házakban is magasabb radonszint mérhető. A permeabilitás fontosságát igazolja az a meglepő tapasztalat, hogy a Mórágynál a gránitörögön a mérések igen alacsony radonszintet mutattak ki a lakásokban. A gránit tömörsége miatt ugyanis itt a radon csak a törések mentén tud a felszínre lépni, bármennyire is magas a kőzet urántartalma. A talaj jelentősége pl. abban is megnyilvánul, hogy Mátraderecske környékén 50 és 1500 Bq/m³ éves radonszint is mérhető volt, a nagy eltérés pedig abból adódott, hogy a falu közepén húzódó tufitrétegnek igen nagy az urán- és rádiumtartalma.

A talaj jelentős szerepét igazolja az a sokat tapasztalt tény is, hogy homokos altalajú vidékeken jóval kisebb a lakások radonkoncentrációja, mint pl. a gránitos területeken (Tóth, 1999).

A lakások radonszintjét természetesen nagymértékben meghatározza, hogy a talajlevegő feljuthat-e a lakótérbe. Több száz mérés eredménye alapján Tóth (1976) azt állapította meg, hogy az *alápincézett* lakások légterében kb. fele akkora radonszint mérhető, mint a pince nélküliekben. Ez érthető, hiszen a radon legfőbb forrása a talaj, és ha nincs pince, a talajból közvetlenül jut a lakásokba a radon. A pincék szellőzőtsége is meghatározza, mennyi a radonszint a lakótérben, mert az erősen zárt pincében összegyűlik, majd onnan feldiffundálhat a radon. Minden mérés egyértelműen igazolta, hogy a *többszintes házakban* a magasabb szinteken kisebb a radonszint. A talajból származó radon ugyanis - nagy móltömege miatt - a magasabb emeletekig már csak kisebb mértékben jut el, valamint az emeleti lakásokban a szellőzés mértéke is jelentősebb. A mérések szerint a földszinti lakásokban átlagosan kétszer nagyobb a radonkoncentráció, mint az emeleteken.

Tóth Eszter és munkatársai 15000 lakás radonszint-mérését követően megbecsülték, hogy a magyar lakásoknál milyen százalékos arányban várható magasabb radonszint. Számításaik szerint 200 Bq/m^3 feletti a radonszint az emeleti lakások 0,36%-a, a nagyvárosi földszintes lakások 3,8%-a, a városi földszintes lakások 8,11%-a és a falusi földszintes lakások 11,79%-a esetén (Tóth, Hámori, 2005). A kisebb településeken azért nagyobb a lakások radonszintje, mert ott sok ház vályogból épül, ami agyagos összetétele és nagy porozitása miatt több radont bocsát ki.

A radon leányelemek koncentrációjának és a gamma-szintnek az együttes mérése lehetővé teszi, hogy meghatározzuk a talajeredetű és a faleredetű radon mennyiséget. A gamma-sugárzás ugyanis elsősorban a ház anyagától származik, a radon leányelemek viszont főleg a talajból érkeznek. Ennek megfelelően, mint az a 2. ábrán látható, ha kis gamma-aktivitás párosul nagy leányelem-koncentrációval, akkor a radon a talajból származik, nagy gamma-aktivitás és kis leányelem-koncentráció esetén viszont a falból (Samuelsson, 1990).



2. ábra A radon leányelem-koncentráció és a gamma-dózisteljesítmény közös ábrája
(Samuelsson, 1990)

Búsarna (1980) végzett méréseket arra vonatkozóan, hogy a különböző fizikai paraméterek hogyan és milyen mértékben módosítják a levegő radonszintjét. Tapasztalatai szerint a *légnyomás* csökkenésével a radonkoncentráció mind a szabadban, mind az épületekben növekszik. Ez a növekedés főleg a kisebb, 0,987-1 bar közötti tartományban jelentős, akár 100%-os is lehet, míg a nagyobb nyomástartományokban, 1 bar fölött, csak kb. 15%-os a növekedés. Ez magyarázható a kis légnyomás esetén jelentőssé váló feláramlással, ami elsősorban zárt térben, vagy erősen beépített területeken számottevő. A légkörben a csökkenő légnyomás csapadékkal, szélcsenddel jár együtt, ez segíti elő a koncentráció-növekedést.

A nyílt levegő radontartalmát meghatározza a levegő ionkoncentrációja is (Búsarna, 1981). A nyári hónapokban, amikor a levegőben maximális az ionkoncentráció, a radonkoncentrációnak minimuma van, vagyis fordított arány figyelhető meg közöttük. Laboratóriumi vizsgálatok kimutatták, hogy a negatív ionok számának növekedése minden esetben csökkenti a mérhető radonkoncentrációt. Ennek feltehetőleg az az oka, hogy a negatív ionok elősegítik a radon leányelemek kiülepedését, lerakódását, ezért a légtérben a számuk csökken. Ez a tapasztalat összhangban áll azzal, hogy párás időben csökken a radonszint, mivel ilyenkor a negatív ionok száma jelentősen megnő.

A *hőmérséklet* emelkedésekor a talaj közeli levegőben a radonszint csökken. Az átlagértékek csökkenése még akkor is egyértelmű, ha egyéb paraméterek következtében kismértékű növekedési szakaszok is megfigyelhetők. A $-10^{\circ}\text{C} - 0^{\circ}\text{C}$ tartományban mérhetők a maximumok, 20°C felett a minimális értékek. Búsarna (1980) szerint ez azzal magyarázható, hogy a melegebb időben jelentős feláramlások lépnek fel a földfelszín közelében, ami miatt

függőleges légcseré indul be, ezért csökken a talaj közeli rétegek radonkoncentrációja. Természetesen ez a hőmérsékletfüggés csak szabad térben ilyen egyértelmű, zárt térben a légcseré nem okoz koncentrációcsökkenést, sőt a feláramlás radont ragad magával a talajból. Emiatt is figyelhető meg a lakásokban télen magasabb radonszint, mert a felszálló meleg levegő miatt jelentős mennyiségű radon áramlik fel a talajból. Szabó S. (1985) a szabad levegő radonszintjének hőmérséklettől való függését úgy magyarázza, hogy nyáron a levegő a talajba befelé áramlik, így a légtérbe nem jut ki radon, hanem a talajban halmozódik fel. Ez esetben természetesen a talajban rekedt radon és leányelemei miatt a talaj felső rétegeiben nagyobb radioaktivitás tapasztalható.

A *szélerősség* fokozódása csökkenti a radonkoncentrációt, ugyanis heves légmozgás esetén a lenti radondús levegő intenzíven keveredik a fenti, alacsony radontartalmú levegővel. Az áramló levegő szívóhatása miatt a talajból, az építőanyagokból kilép ugyan radon, de a keveredés olyan jelentős, hogy kompenzálja az emiatt fellépő koncentrációnövekedést. (Búsarna, 1980).

A szabadtéri radonkoncentráció *évszakonként* is változik, általában a téli átlagértékek a legnagyobbak, tavasszal, nyáron minimálisak. Ez elsősorban a hőmérséklet alakulásával magyarázható, de a légnyomás, a szélerősség, és a csapadék - jelentős esőzés ill. hótakaró hatására elzáródnak a talaj pórusai - hatásával is számolni kell. Az időjárás általános hatásáról elmondható, hogy derült időben mérhető a legkisebb, csapadékos időben a legnagyobb radonszint. A frontok jelentősen módosíthatják a radonkoncentráció alakulását, pl. derűs időben a közelgő hidegfront hatására megnő, míg csapadékos időben a közelgő derűs idő hatására lecsökken a radonszint (Szabó S, 1985)

A barlangi talajgázokban végzett mérések azt mutatják, hogy a barlangi levegőben is érzékelhető a radonszint évszakonkénti változása, de ott finomabb ingadozások figyelhetők meg. Ezt tapasztalták pl. a Hajnóczy-barlangban végzett vizsgálatok során is (Somogyi és mtsai., 1983). A barlangokban tapasztalható radonszint-változás elsősorban a külső-belső levegő cseréjéből adódik, amit a kinti-benti hőmérséklet viszonya határoz meg.

Hasonló eredményre jutottak az úrkúti mangánércbánya radonszintjének vizsgálatakor (Kávási és mtsai, 2004). A mérési eredmények értelmében természetes szellőzés mellett a bányában a nyári hónapokban $1500-3500 \text{ Bq/m}^3$, míg télen $200-800 \text{ Bq/m}^3$ a radonszint. Télen ugyanis, amikor a kinti levegő hidegebb, mint a bánya 15°C -os levegője, a benti levegő kiáramlik. Nyáron viszont a benti levegő a hidegebb, ezért bent reked a levegő a bányában, így a radonszint nagymértékben megnő. Munkaidőben, a szellőztetőrendszernek köszönhetően $300-600 \text{ Bq/m}^3$ az átlagos radonszint

A lakószobák levegőjében a radon- és bomlástermékeinek koncentrációját a szellőzési viszonyok, az ún. dúsulási időtartam és a légcseresebesség is meghatározza (Tóth, 1976). A *dúsulási időtartam* a legutóbbi szellőztetés óta eltelt időt (t) jelenti. A mérések szerint a radonkoncentráció (c) exponenciálisan nő az idő függvényében:

$$c = c_0(1 - e^{-(\lambda+I)t}), \quad (20)$$

ahol: c_0 - a szellőztetés befejezésekor mért koncentráció,

λ - a radon bomlási állandója,

I - a légcseresebesség, amely megadja, hogy egy óra alatt hányszor cserélődik ki a szoba levegője.

A *légcseresebesség* növekedése jelentősen csökkenti az egyensúlyi radonkoncentrációt (c_e) is:

$$c_e = \frac{q + Vlc_{sz}}{(\lambda + I)V}, \quad (21)$$

ahol: q - a radontermelés sebessége, vagyis a falazatból, épület alatti talajból, földémből diffúzióval, vagy konvekcióval kilépő radon mennyisége időegység alatt,

V - a szoba levegőjének térfogata,

c_{sz} - a szellőztető levegő radontartalma.

A szellőztetés hatását jól mutatja, hogy állandó radontermelés és radonmentes szellőztető levegő esetén az 1 1/h sebességű szellőztetés 133,5-ed részére csökkenti a radonszintet. Toron esetében nagyobb mértékű a feldúsulás, a szellőztetés pedig csak kismértékben csökkenti a koncentrációt, ami a ^{224}Ra nagy bomlási állandójának köszönhető (Tóth, 1976).

A *szellőzési sebesség* több tényezőtől is függ, így pl. a terület éghajlatától, az emeletek számától, a fűtési technológiától, a hőszigetelés módjától és mértékétől, a szellőztetés mértékétől valamint attól, hogy a nyílászárók és a vezetéki csövek milyen szorosan illeszkednek a falban. Köteles (1994) mérései szerint folyamatos szellőzés esetén a nyílászárók becsukása után kb. 20 órával akár 6-7-szeresre nőhet a radonszint, a szellőztetés megindítása után 5 órával pedig visszaáll az eredeti érték.

Steinhausler (1975) 750 épület radonkoncentrációját vizsgálta 24 meteorológiai paraméterrel egy időben. Mérései során megállapította, hogy a lakószobák levegőjének radonszintje csökken, ha a mintavételezés előtt növekedett a légnyomás, a szélesebesség, ill. a levegő páratartalma; viszont nő, ha nő a hőmérséklet. Például a *légnyomás* 1%-os növekedése a radonszint 60%-os növekedését okozza. A légnyomás növekedése esetén ugyanis a levegő a lakóépületekbe befelé áramlik. A *szélesebesség* növekedése önmagában csökkenti a lakószoba

radonszintjét az áramló levegő szívóhatása miatt. Figyelembe kell azonban venni a szél irányát, a nyílászárók helyzetét, hiszen pl. nyitott állapotban intenzívebb a légcseré, viszont a nagyobb mennyiségű beáramló levegő radontartalmát is figyelembe kell venni.

A radon- és a toronszint vizsgálatára igen sokrétűen használhatók a szilárdtest nyomdetektorok, amelyek mind a levegő, mind a vizek radontartalmának mérésére alkalmasak. Ez egy igen egyszerű és olcsó eljárás, melynek lényege, hogy az alfa-részecskék szerkezeti hibát okoznak a műanyag fólián, amely kémiai maratással mikroszkópikus méretűvé tehető. Az eljárás különösen fontos azért, mert hosszú idejű, általában 3 hónapos méréseket tesz lehetővé. Így nem csak egy pillanatnyi radonszintet mér, hanem ténylegesen azt az értéket, amely a lakásban élt az expozíció ideje alatt átlagosan ér (Somogyi és mtsai., 1971; Sós, 2002). Paripás és munkatársai (1983) 2 nyomdetektorral végeztek méréseket, egyiket egy polietilén fóliával lezárt pohár aljára, másikat a külső oldalára ragasztották. A fólia miatt sem a toron, sem a külső légtérben lévő radon leányelemek nem jutnak be a mérőedény belsejébe, csak a ^{222}Rn . A radon leányelemei kitapadnak a pohár belső falára, de az edény méretét úgy választották meg, hogy ezek sugárzása ne érje el a belül lévő detektort. A belső detektor így csak a ^{222}Rn -tól, a külső pedig mind a torontól, mind a ^{222}Rn -tól, mind ezek leányelemeitől származó alfa-részecskéket érzékeli. Ez a módszer a radonszint mérésén túlmenően alkalmas a radioaktív egyensúlyi tényező meghatározására is. Az *egyensúlyi tényező* igen nagy eltérést mutatott attól függően, hogy milyen fűtési módot alkalmaztak. Az ún. közvetlen fűtésű lakásokban 0,3, a közvetett - pl. a központi fűtésű - lakásokban 0,6, a fűtetlen lakásokban pedig 0,5 volt a mért egyensúlyi tényező. A fűtési mód és a lakottsági szint ugyanis befolyásolja a légcseré mértékét, ill. a légtérben található aeroszolok számát és méretét, ezeken keresztül változik az egyensúlyi tényező.

Összefoglalva elmondható, hogy a lakások legfontosabb radonforrása a talaj és az építőanyagok, ezeket követi a külső levegő - ahonnan cirkulációval jut be a radon -, majd a víz és a földgáz. Köteles (1994) becslése szerint napi átlagban 60 kBq aktivitás származik a talajból és az építőanyagokból, 10 kBq a külső levegőből, 4 kBq a víztől és 3 kBq a földgáztól.

Egy adott terület lakásainak radonszintje évtizedek alatt jelentősen változhat, mint azt egy svédországi vizsgálat is bizonyította (Mjönes, 1999). Svédország négy városában először 1955-ben, majd 1980-ban mértek radonszintet, a később mért éves átlagos radonszint négyszer nagyobbak adódott, mint a korábbi. Ennek oka, hogy energiatakarékossági okok miatt a két mérés közötti időben leszigetelték a nyílászárókat és elterjedtek az elektromos

szellőztető berendezések, de figyelembe kell venni azt is, hogy az ötvenes években még elsősorban könnyűbeton építőelemeket alkalmaztak.

A vízre, mint radonforrásra utal az a tény is, hogy a fürdőszobákban sok esetben magasabb radonkoncentrációt mérnek, mint egyéb helyiségekben, és a csapok kinyitását követően akár 10-30-szorosra is nőhet a radon mennyisége. A vizektől származó radonterhelés kettős, hiszen egyrészt a légtér radonkoncentrációja növekedhet meg a víz miatt, másrészt az elfogyasztott vízzel az emberi szervezetbe is juthat radon. A belélegzett radon azonban jóval veszélyesebb, mint az emésztőrendszerbe jutó, hiszen ott a hámréteget borító folyadékban az alfa-részecskék erősen lefékeződnek. Az ivóvizek radioaktívanyag-tartalma a WHO ajánlása szerint akkor megfelelő, ha összes béta-aktivitás-koncentrációja 1 Bq/l, összes alfa-aktivitás-koncentrációja pedig 0,1 Bq/l alatt van (Közinforrás, 2004).

A radon a földgáz „kísérője”, ezért koncentrációja a földgáz-forrásnál a több ezer kBq/m³ értéket is elérheti, a lakásokban felhasznált földgáz radonkoncentrációja pedig 40 és 54 Bq/m³ közötti. A földgázok magas radontartalma egyszerűen kimutatható, hiszen ilyen esetben a gáztűzhelyek begyújtását követően nő a légtér radonszintje. Az algyői földgáz esetében szegedi, makói mérések során nem tapasztaltak magas radonkoncentrációt. Az erdélyi földgáz viszont magas radontartalmú, a mérések szerint 700-1480 Bq/m³ aktivitáskoncentrációjú, a gáz minőségétől függően (Szabó, 1993). Magyarországon Budapest belvárosában a földgáz radontartalma 88-135 Bq/m³ közöttinek adódott (Sajó Bohus, 1995).

4.4. A radon és leányelemeinek biológiai hatása. A radonszint mérése

A radon geológiai és biológiai viselkedését nagymértékben meghatározza oldékonysága. A radon vízben viszonylag jól oldódik, ennek mértéke erősen csökken a hőmérséklettel. 20°C-on pl. még 0,254 az ún. nem egyensúlyi oldhatósági tényező - az oldat és a levegő radonkoncentrációjának hányadosa -, 40°C-on ez az érték már csak 0,16. A nyomás növekedésével jelentősen nő a radon vízben való oldhatósága, ennek is köszönhető, hogy a mélységi vizek radontartalma igen nagy. Szerves anyagokban a radon, apolárossága miatt, jobban oldódik: zsírokra 6-6,33, az emberi vérre 0,43 az oldhatósági tényező (Tóth, 1983). A belélegzett levegőből a radon gyorsan a véráramba diffundál, amit a vér a többi szervhez elszállít. Adott szövetben a ^{222}Rn -szint egy telítési értéket ér el, amit a szövet radonoldó képessége határoz meg. Egyensúly esetén a zsírszövetekben a legnagyobb a radontartalom, a vérben és a légyszövetekben közel azonos. Az egyensúly beállta után a szervezet radontartalma állandó marad, ezt az egyensúlyi állapotot néhány óra alatt éri el a szövetek. A ^{220}Rn esetében - a kis felezési idő miatt - nem áll be az egyensúlyi állapot, így ott a bevitel mértéke mindig nagyobb, mint a kiürülés mértéke.

A radon és a toron bomlási sorozatában külön kell említeni a kis felezési idejű izotópokat (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po), mivel azok radioaktív egyensúlyban vannak az anyaelemeikkel, szemben a nagy felezési idejű bomlástermékekkel (^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po).

A ^{222}Rn -bomlástermékek sorsa a levegőben elsősorban a levegő fizikai állapotától és szennyezettségétől függ. Az első bomlástermék a pozitív elektromos töltésű ^{218}Po -ion, amely rátapadhat a levegőben lévő kondenzációs magokra, vagy egyéb 0,1 μm -nél nagyobb részecskékre, semlegesíthető, eltávozhat a légáramlatokkal, vagy kitapadhat a légtérben lévő felületekre. A kitapadt ^{218}Po bomlástermékei - a visszalökődési folyamatoknak köszönhetően - el is távozhatnak a felületekről (Tóth, 1983).

A bomlástermékek többsége jól oldódik vízben, vagy pl. a ^{214}Bi savakban. A kísérletek azt mutatták, hogy folyadékokba került aeroszolok felületéről jól leoldódhatnak ezek a bomlástermékek, mivel a folyadékokban erősebb molekuláris kötőerők hatnak rájuk, mint a levegőben (Tóth, 1983). Ezzel magyarázható, hogy az emberek és az állatok vérkörében igen nagy koncentrációban találhatók meg a rövid élettartamú bomlástermékek, és ennek következtében nem csak a légzőszerveket éri sugárterhelés. Kísérletek igazolták azt is, hogy az elektromosan töltött bomlástermékek diffúziója gyorsabb, ha magas a levegő páratartalma. 2% alatti páratartalom esetén 0,024 cm^2/s a ^{214}Pb diffúzióállandója, míg 30-90% közötti páratartalomnál 0,068 cm^2/s (Porstendörfer, Mercer, 1979). Ebből adódóan az emberi

légcsőben, a magas páratartalom miatt, nagy diffúzióállandóval kell számolni, amely szintén azt eredményezi, hogy a szervezetbe jelentős mennyiségű bomlástermék juthat be. A tüdőbe jutott bomlástermékek tehát egyrészt a vérbe diffundálnak, emellett a gyomor- és bélrendszerbe is bekerülhetnek, illetve a hörgők csillószőrei kitisztíthatják a tüdőből. Átlagosan a radon bomlástermékek 20-80%-a a légzőrendszerben marad vissza. Az itt leadott dózis több tényezőtől is függ, pl. a légzés módjától, sebességétől, a légzőszervek paramétereitől, de meghatározó a hordozó aeroszolok mérete is. A nagyobb méretű részecskék ugyanis mélyebb régiókba jutnak a légzőszervekben, mint a kisebb méretűek. Így pl. az aeroszolokhoz tapadt izotópok a tüdőbe is lekerülhetnek, míg pl. a levegő gázaival ioncsoportot alkotó leányelemek - az ún. szabad bomlástermékek - csak felső légutakban rakódnak le. A nagy felezési idejű bomlástermékek közül legfontosabb a ^{210}Pb , mivel az felhalmozódhat a csontokban leányelemével, a ^{210}Po -al együtt.

Tóth (1983) végzett felméréseket arra vonatkozóan, hogy egyes szerveinket mekkora dózisterhelés éri a radontól és leányelemeitől. Számításainál a szoba levegőjéből származó terhelést határozta meg, külön a ^{222}Rn -ra és a ^{220}Rn -ra. ^{222}Rn esetén 1 l/h szellőzési sebességet, 0,05 potenciális alfa-energia szabadhányadot, és $22,2 \text{ Bq/m}^3$ aktivitáskoncentrációt vett alapul (11. táblázat).

11. TÁBLÁZAT A ^{222}Rn és leányelemeinek szöveti dózisa (Tóth, 1983)

Szövet, szerv	Éves effektív dózis ($\mu\text{Sv/év}$)	
	^{222}Rn	^{222}Rn leányelemei
vér	0,76	4
máj	0,66	2,28
vese	0,76	9,6
mellékvese	1,72	1
izmok	0,66	0,32
csontvelő	1,54	1,76
csontfelszín	0,08	0,42
ivarszervek	4,44	0,84
légcső-hörgő	-	412
tüdő	1,16	104
együttes érték	11,78	536,2

A biológiai hatás szempontjából a radon leányelemek jelentősebb hatást fejtenek ki szervezetünkre, mint maga a radon, különösen a légcsőre és a hörgőre, amelyre a teljes dózis 76%-a jut. (Az adatok a mellre és a pajzsmirigyre vonatkozó dózist nem tartalmazzák.)

Figyelembe kell venni, hogy ezek csak átlagos értékek, az életkor, a munkahelyi terhelés, a fizikai igénybevétel stb. is meghatározó szempontok. Hasonló számításokat végzett a ^{220}Rn -ra, és leányelemeire vonatkozóan is, 1 l/h szellőzési sebességet, 0,02 potenciális alfa-energiahányadot és $12,4 \text{ Bq/m}^3$ aktivitáskoncentrációt véve alapul (12. táblázat).

12. TÁBLÁZAT A ^{220}Rn és leányelemeinek szöveti dózisa (Tóth, 1983)

Szövet, szerv	Éves effektív dózis ($\mu\text{Sv/év}$)	
	^{220}Rn	^{220}Rn leányelemei
vér	0,22	5,6
máj	0,04	3,5
vese	0,08	8,44
mellékvese	0,04	0,84
izmok	0	0,16
csontvelő	0,08	5
csontfelszín	0,02	0,52
ivarszervek	0,02	0,54
légcső-hörgő	8,44	10,08
tüdő	1,6	32,4
együttes érték	10,54	67,08

Kóbor (1994) vizsgálatai szintén azt igazolták, hogy a radon leányelemeinek a biológiai hatása jelentősebb, mint magának a radonnak. A pécsi uránbányászok elméleti átlagos egyéni sugárterhelését határozta meg, eszerint 1986-ig a radontól $2,4\text{--}5 \text{ mSv/év}$, míg a radon leányelemeitől $120\text{--}250 \text{ mSv/év}$ sugárterhelés érte a bányászokat. 1986 után, a jobb technikai körülményeknek köszönhetően, a bányászok sugárterhelése a felére csökkent.

Norvégiában vizsgálták a lakószobák radonszintje és a tüdőrák gyakorisága közötti kapcsolatot. Stranden (1980) számításai szerint a kockázati tényező a ^{222}Rn leányelemeire

vonatkozóan $5 \frac{1}{\text{WLM} \cdot 10^6 \text{ f\ddot{o}}} \cdot \text{azaz } 0,93 \cdot 10^{-6} \frac{1}{\text{év} \cdot \text{f\ddot{o}} \cdot \text{Bq/m}^3}$. Mivel a norvég lakásokban

az átlagos radonszint 55 Bq/m^3 , és a lakosság az idő 80%-át tölti a lakásokban - a bomlástermékekre vonatkozó egyensúlyi tényezőt 0,5-nek véve -, a lakosságnál jelentkező tüdőrák 10%-a származhat a lakások radonterheléséből adódóan. Hasonló módon számolt Samuelson (1990), aki a radon leányelemektől származó tüdőrák kockázatára

$2,4 \cdot 10^{-6} \frac{1}{\text{év} \cdot \text{f\ddot{o}} \cdot \text{Bq/m}^3}$ értéket kapott.

A radonterhelés megadásánál figyelembe kell venni a vezetéki víz radontartalmát is, ami egyrészt növeli a lakóépület levegőjének radonszintjét, másrészt a szervezet aktivitását is növeli. Ausztriai számítások szerint, a magas, 10^6 Bq/m³ radontartalmú víz akár kétszeresre is növelheti a levegő radonszintjét. Az átlagos, azaz 37000 Bq/m³ radontartalmú vízből napi 1 liter elfogyasztása 0,6 µGy egészségtérhelést jelent. Egy 2001-es magyarországi kormányrendelet értelmében az ivóvizek összes indikatív dózisa nem haladhatja meg a 0,1 mSv/év értéket. Az OKK OKI vizsgálatai szerint a hazai ivóvizek aktivitáskoncentrációja megfelelő, számításaik szerint a csapvizek átlagos radonkoncentrációja $4,34 \pm 3,29$ Bq/l, amiktől a lakosságot átlagosan $12,7 \pm 9,6$ µSv sugárterhelés éri évente. Az OSSKI és az ATOMKI által végzett vizsgálatok is azt igazolták, hogy a hazai vizek radontartalma megfelelő, de pl. a budai Rudas fürdő 3 forrásvizénél magas, 67, 126, ill. 211 Bq/l radonkoncentrációt mértek (Szerbin, Köteles, 1999). Szintén magas értékek adódtak néhány mátradereskei kút vizénél is, itt a 350 Bq/l értéket is meghaladta a radonkoncentráció. Ennek egyértelmű oka a talaj geokémiai eredetű urándúsulása. A kútvízben oldott radon mennyiségét elsősorban az határozza meg, hogy a talajvíz ellepi-e az uránban gazdag talajréteget (Kasztovszky, 2000).

Az OKK OSSKI munkatársai az ország 17 megyéjének nagyobb városaiban mérték fel az ivóvíz radontartalmát. Méréseik szerint a legkisebb érték - 0,31 Bq/l - Szolnokon, a legmagasabb - 29,9 Bq/l - pedig Dömsödön adódott (Köteles és mtsai., 1998)

Magyarországon az első radonméréseket az 1960-as években végezték a Mecsekben, az uránérckutató program keretében. A következő jelentősebb radonszintmérési program 1980-ban indult, amikor Borsod-Abaúj-Zemplén megye térségében végeztek méréseket szilárdtest nyomdetektorokkal (Paripás és mtsai., 1983). A mérések során kapcsolatot kerestek a radonszint és a tüdőrák-gyakoriság között. A kapott eredmények szerint az átlagos radonszint a nagyobb tüdőrák-gyakoriságot mutató falvakban nem volt nagyobb, mint a kontroll területeken, viszont kiugróan magas radonszintek nagyobb számban adódtak.

Az OSSKI és az ATOMKI közös méréssorozatában 1985-1987 között 122 ház radonszintjét mérték meg (Somogyi és mtsai., 1989). Az OSSKI 1994-ben megkezdett munkájában 260 település 998 épületében - ebből 295 óvodaépület - végzett vizsgálatokat a radonra vonatkozóan (Köteles és mtsai., 1998).

A tüdőrák gyakoriság és a radonszint közötti kapcsolat felmérésére az utóbbi 20 évben több projekt is indult. E téren vezető szerepet játszik az USA, ahol 150 Bq/m³-ben állapították meg a beavatkozási szintet. Ez az érték oly módon adódott, hogy magasabb radonszint esetén lineáris kapcsolatot találtak a tüdőrák-gyakoriság és a radonkoncentráció között, és ugyanezt a

kapcsolatot vették fel alacsonyabb radonszinteknél is. Lubin és munkatársai már matematikai statisztikai alapokon végeztek hasonló kutatásokat, ők 200 Bq/m^3 -ben határozták meg azt az aktivitáskoncentrációt, amely felett már jelentősebb, 1,33 a tüdőrák relatív kockázata (Hátori és mtsai., 2004). Lagarde és munkatársai (1997) Svédországban 1360 tüdőrákos beteg és 2847 kontrolszemély vizsgálata alapján állapították meg, hogy 100 Bq/m^3 radonszint növekedés esetén 0,15-0,2 a relatív kockázat-növekedés. Számításaikat felhasználva 400 Bq/m^3 felett 1,68; 600 Bq/m^3 felett pedig 2,03 relatív kockázat várható. (Vizsgálataiknál a lakótérben töltött tényleges időt, valamint a dohányzást és más rizikófaktorokat is figyelembe vették.)

Az eddigi legátfogóbb radonmérési programot 1994-2004 között végezték Marx György és Tóth Eszter vezetésével, amikor 18000 lakás radonszintjét határozták meg. A mérési sorozat napjainkban is tart. A vizsgálatokat ún. CR39 típusú szilárdtest nyomdetektorral végezték, a maratast követően a felületi nyomsűrűség és a nyomgyűjtési idő ismeretében tudták megadni az adott helységben a radontól származó aktivitáskoncentrációt. A méréseket háromhónapos ciklusokban, azaz évszakonként végezték - a nyári mérés a tapasztaltan alacsony radonszint miatt kimaradt -, majd ezek idővel súlyozott átlagából határozható meg az éves átlagos radonszint. (Nyári értéknek az őszi és téli szint átlagának ötödét vették.) Ez a méréssorozat célul tűzte ki a magyarországi lakóházak radonszintjének mérését, a magasabb radonszintű házak felkutatását és mentesítését, a radonkoncentráció és a különböző tényezők közötti kapcsolat megkeresését, valamint a radonszint és a tüdőrák-gyakoriság közötti korreláció felállítását. Ez utóbbi feladat azért is fontos, mert így nyílik lehetőség a beavatkozást igénylő határérték megadására. Matematikai módszerek segítségével ez a méréssorozat már lehetővé tette annak megbecsülését is, hogy Magyarországon hány ember él adott aktivitáskoncentrációjú lakásban, és ismerve az adott szinthez tartozó tüdőrák-kockázatot, megadható a tüdőrák miatti halálozások száma is (Hátori és mtsai., 2004). A számítások a lakások 92%-ban adták meg 95%-os pontossággal a várható radonkoncentrációt, azaz összesen 3,8 millió lakásra. Ebből 3,58 millió lakásban 200 Bq/m^3 alatti, 191000-ben $200\text{-}400 \text{ Bq/m}^3$ közötti, 20800-ban $400\text{-}600 \text{ Bq/m}^3$ közötti, 5200-ban pedig 600 Bq/m^3 fölötti a radonkoncentráció. A legtöbb nemzetközi kutatás azt mutatta, hogy 400 Bq/m^3 fölött várható jelentősebb tüdőrák többlet, az irodalmak szerint ez 1,68 relatív kockázatot jelent, ennek megfelelően hazánkban évente közel 40 ember halálát okozza a lakások magasabb radonszintje.

Meglepő eredményt adott az a vizsgálat, amelyben Svájc radon-eloszlási térképét hasonlították össze a tüdőrák-elterjedés térképével (Rybach, 1996). A két térkép negatív korrelációt mutatott, vagyis azokon a területeken kisebb a tüdőrákos betegek relatív száma,

ahol nagyobb a radonszint. Hasonló eredményeket kaptak az Egyesült Államokban: a viszonylag magas, 100 Bq/m³ évi átlagos radonkoncentrációjú területeken a tüdőrákos elhalálozások gyakorisága 40%-kal kisebbnek adódott, mint a 30-35 Bq/m³ éves radonszintű területeken (Marx, 1999). Figyelembe kell azonban venni, hogy a tüdőrák kialakulásáért nem csak a radonterhelés a felelős; a dohányzás mértéke, a munkahelyi hatások, a genetikai szempontok szintén meghatározóak. Tény azonban, hogy laboratóriumi vizsgálatok is azt igazolták, az alacsony szintű sugárzásoknak mintegy védő hatásuk van bizonyos megbetegedésekkel szemben. A jelenség magyarázata valószínűleg az, hogy a kisebb sugárdózis a védekezési mechanizmusokat stimulálja.

Az adott radonszinttől származó tüdőrák kockázatát érdemes összehasonlítani más környezeti hatások kockázatával, főleg a dohányzás hatásával. Samuelsson (1990) (13. táblázat).

13. TÁBLÁZAT A radon okozta tüdőrák kockázatának összehasonlító táblázata
(Samuelson, 1990)

Aktivitáskoncentráció (Bq/m ³)	Összehasonlító szint	Összehasonlító kockázat
7,4	átlagos külső szint	évi 20 mellkasröntgen
37	átlagos belső szint	évi 100 mellkasröntgen
74	tízszerez külső szint	évi 200 mellkasröntgen
740	tízszerez belső szint	napi 1 doboz cigaretta
1480	százszoros külső szint	napi 2 doboz cigaretta
3700	százszoros belső szint	évi 2000 mellkasröntgen
7400	ezerszeres külső szint	napi 4 doboz cigaretta

Az OSSKI a Bátaapáti/Üveghuta térségében megépítendő radioaktív hulladéktároló területének felmérésekor radonvizsgálatokat is végzett (Előzetes környezeti tanulmány, Bátaapáti, 2005). A nyílt levegő pillanatnyi- és integráló radonkoncentrációját, a talajlevegő radonkoncentrációját, valamint a talajfelszín radonexhalációját határozták meg. A vizsgálatokat 17 mérési ponton végezték, háromhavonta megismételve (14. táblázat).

14. TÁBLÁZAT Radonkoncentrációk nyíltlevegőben és talajlevegőben (Előzetes környezeti tanulmány, Bábaapáti, 2005)

	Radonkoncentráció (Bq/m ³)			Radonexhaláció (mBq/m ² s)
	Nyílt levegő		Talajlevegő	
	pillanatnyi	integráló		
min.	6	5	9000	10
max.	21	130	72000	43
átlag	14	30	30000	20
hazai átlag	8-12	8-12	10000-60000	20-60

A pillanatnyi radonkoncentrációt radonmonitorral, az integráló radonszintet szilárdtest nyomdetektorral határozták meg. A talajlevegő vizsgálatakor 0,5 m mélységben végeztek radonmonitoros mérést. A talajfelszín radonexhalációjának mérése úgy történik, hogy egy egyik végén nyitott, *h* magasságú radonakkumulációs hengert nyitott végével lefelé a talajba préselnek, és mérik az edényben a radonkoncentráció időbeli változását. Az eredmények alapján az exhaláció sebessége (*Φ*):

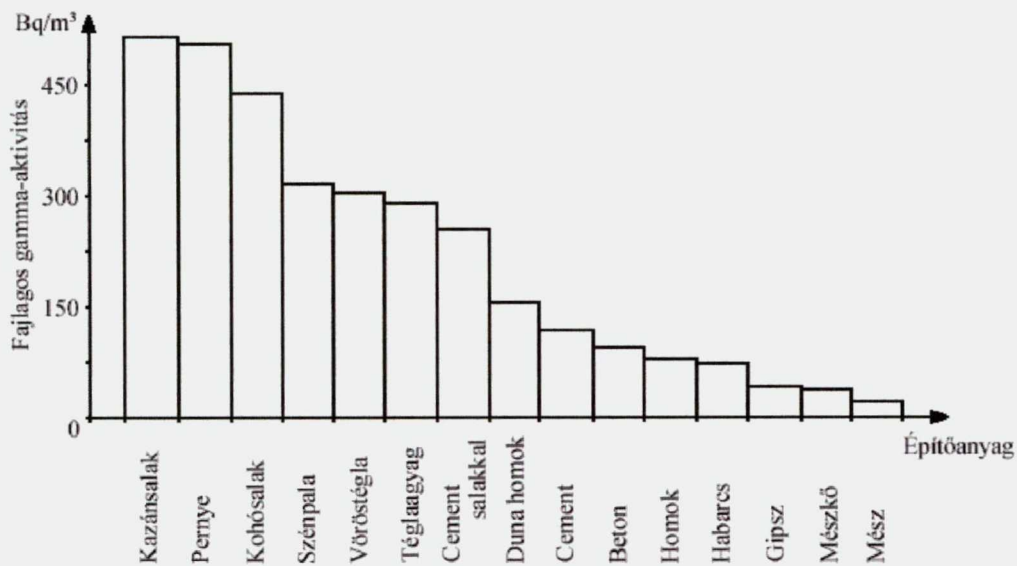
$$\Phi = \frac{\Delta c_{Rn}}{\Delta t} h, \tag{22}$$

ahol Δ*c_{Rn}* a radonkoncentráció változása Δ*t* idő alatt.

5. Építőanyagok radioaktivitása

Az épületek radioaktív sugárzása része a bennünket érő háttérsugárzásnak, annak kb. 40%-át adja. Ezért is indokolt - különösen a mérsékelt éghajlati övben, ahol időnk viszonylag nagy részét töltjük épületekben - a különböző építőanyagok radioaktívanyag-tartalmát ismerni.

Az építőanyagok fajlagos összgamma-aktivitásának vizsgálatára Lengyelországban végeztek méréseket (Tóth, 1983). Az adatok szerint legnagyobb aktivitással a salak és a pernye rendelkezik, ezt követik a különböző téglák és cementek, majd a beton, a gipsz, és végül a mészkő és a mész (3. ábra).



3. ábra Különböző lengyelországi építőanyagok fajlagos gamma-aktivitása (Tóth, 1983)

1977-1979 között több országban is végeztek e témában méréseket, az építőanyagok átlagos ^{232}Th -, ^{226}Ra -, ^{40}K -koncentrációját (C_{Th} , C_{Ra} , C_{K}), az ekvivalens ^{226}Ra -koncentrációt ($C_{\text{Ra,ekv}}$) és a számított gamma-intenzitást (I) vizsgálva (15. táblázat) (Tóth, 1983).

$$(C_{\text{Ra,ekv}} = C_{\text{Ra}} + 1,26C_{\text{Th}} + 0,086C_{\text{K}})$$

15. TÁBLÁZAT Építőanyagok radioaktívelem-tartalma (Tóth, 1983)

Építőanyag	Származási hely	Minták száma	C_{Th} (Bq/kg)	C_{Ra} (Bq/kg)	C_K (Bq/kg)	$C_{Ra,ekv}$ (Bq/kg)	I (nGy/h)
tégla	SZU	455	40	35	611	138	113,4
	Magyarország	176	48	48	666	166	136
	Svédország	21	126	96	925	334	271,5
beton	SZU	124	9	28	289	77	63,1
	Magyarország	95	11	15	222	48	39,6
	Svédország	22	70	56	333	173	139,7
cement	SZU	115	17	31	152	65	53,4
	Magyarország	12	19	26	148	63	51
	Svédország	8	56	56	233	147	118,4
homok	SZU	375	10	8	218	39	32,5
	Magyarország	35	17	13	276	58	47,8

A téglára, betonra, cementre vonatkozó adatokat összehasonlítva szembeűnő, hogy a svédországi és a norvég eredmények többszörősei a Magyarországon, vagy a SZU-ban kapott értékeknek. Ez elsősorban annak köszönhető, hogy az alapanyagként szolgáló, ottani gránitos talajnak igen nagy a radioaktívelem-tartalma. Az eredmények egyértelműen mutatják, hogy a téglá radioaktivitása a legnagyobb, ami természetesen a nagy agyagtartalom következménye. A cement és a beton csak kb. 20%-ban tartalmaz agyagot, emellett kis aktivitású mészkövet és némi gipszkövet, így ezek radioaktívanyag-tartalma kicsi.

Magyarországon Tóth és munkatársai (1978) végeztek igen átfogó mérőssorozatot az építőanyagok radioaktivitására vonatkozóan. A leggyakrabban alkalmazott anyagokat, a betont és a téglát vizsgálták ún. homogén mintacsoportokkal, azaz adott időben vettek egyszerre több helyről mintát. Vizsgálták a minták ^{232}Th -, ^{226}Ra - és ^{40}K -tartalmát, az effektív ^{226}Ra -koncentrációt - amit az eredeti állapotú építőanyag szcintillációs radonmérésével mértek meg -, valamint a kész építőanyag radonemanációját. A mérés során igyekeztek a meghatározó külső paraméterek hatását kiküszöbölni, pl. oly módon, hogy a radonemanációt két eltérő légnyomáson vizsgálták, majd e kettő átlagát tekintették a tényleges értéknek. A mintavételezés reprezentatívnak tekinthető, hiszen olyan építőanyaggyárakat választottak, amelyek akkor a hazai termelés 2/3-át biztosították. 28 építőanyaggyárból kapták a mintákat egy éven keresztül. Felvették a vizsgált öt adat eloszlásfüggvényét, megállapították az eloszlások jellemző paramétereit: a szélsőértékeket, és az átlagot. A termelési arány ismeretében a súlyozott átlagokat is megadták. Ezek felhasználásával modellszámítások alapján lehet meghatározni a lakások várható radon-, toron-koncentrációját és levegő-dózteljesítményét (16., 17. táblázat).

16. TÁBLÁZAT Hazai beton- és téglaminták radioaktívanyag-tartalma
(Tóth és mtsai., 1978)

Építőanyag	Minták száma	Paraméter	Min. érték	Max. érték	Átlag
beton	91	C _{Th} (mBq/g)	7,4	22,2	11,1
	95	C _{Ra} (mBq/g)	7,4	22,2	14,8
	87	C _K (mBq/g)	148	296	222
	116	C _{Ra, ekv} (mBq/g)	2,59	4,81	3,7
	94	K _{Rn} (%)	15	60	30
tégla	176	C _{Th} (mBq/g)	33,3	66,6	48,1
	158	C _{Ra} (mBq/g)	29,6	81,4	48,1
	176	C _K (mBq/g)	444	925	666
	182	C _{Ra, ekv} (mBq/g)	1,11	4,44	1,85
	165	K _{Rn} (%)	1	8	4

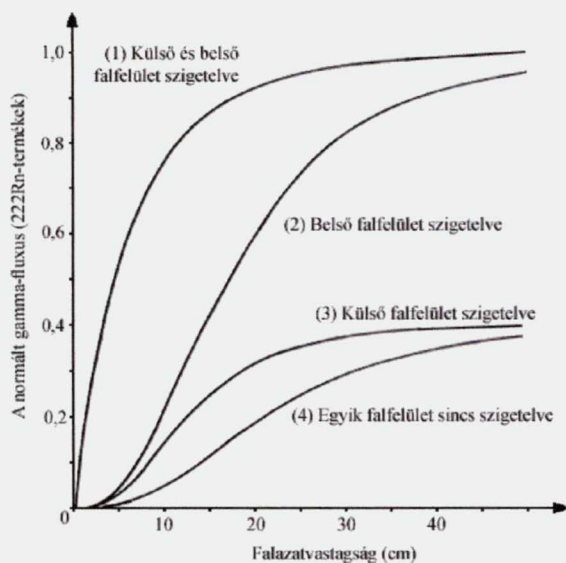
17. TÁBLÁZAT Magyarországi építőanyagok radioaktív-anyagtartalma
(Tóth és mtsai., 1978)

Paraméter	Beton súlyozott átlaga	Tégla súlyozott átlaga
C _{Th} (mBq/g)	11,1	48,1
C _{Ra} (mBq/g)	13,3	55,5
C _K (mBq/g)	203,5	555
C _{Ra, ekv} (mBq/g)	3,7	1,85
K _{Rn} (%)	28	3,6

A számítások azt adták, hogy a régi típusú, azaz téglát és betont egyaránt tartalmazó lakások egyensúlyi radontartalma 59,2 Bq/m³, egyensúlyi torontartalma 12,9 Bq/m³, míg ugyanezen értékek a csak betonból álló épületek esetén átlagban 25%-kal nagyobbak, 74, ill. 15,9 Bq/m³. A nagyobb radon- és torontartalom a beton nagyobb radonemanációjának köszönhető. A levegő dózisteljesítménye a régi épületekben 580 µGy/év, az új épületekben ennél kisebb, 230 µGy/év, mert a nagyobb radonemanáció egyben azt is jelenti, hogy magában az építőanyagban kevesebb radioaktív anyag marad, így végül is - megfelelő légcseresebesség esetén - csökken a lakosokat érő sugárterhelés.

Az NEA (Nukleáris Energia Ügynökség) 1979-es közlése szerint, a külső sugárterhelés kiszámításánál figyelembe kell venni az épületekben, ill az épületek környékén eltöltött időt. Ezek alapján a panelházak esetén nagyobb gamma-dózisegyenérték adódik, mivel az itt lakókat nagyobb mennyiségű építőanyag veszi körül, és több időt töltenek az épületekben, mint pl. a magánházak lakói (Tóth, 1983).

Méréseket végeztek annak kapcsán is, hogy a radonszigetelő réteg alkalmazása a falakon milyen módon változtatja meg a lakásokban mérhető radioaktivitást (Tóth, 1983). Ilyen vizsgálatokat folytattak Coloradóban, ahol egy uránörlőüzem meddőjét használták a lakások aljzatának feltöltésére. A szigetelés hatására a falak gamma-fluxusa megnőtt, hiszen így a falakban rekedtek a radon bomlástermékei, pl. a ^{214}Bi és a ^{214}Pb . Vizsgálták a normált gamma-fluxus mértékének változását a falvastagság függvényében is, különböző módon szigetelt falak esetén (4. ábra). (A normált gamma-fluxus az adott falazat fluxusának és a végtelen vastag, teljesen leszigetelt falazat fluxusának a hányadosa.)



4. ábra ^{222}Rn -leányelemek normált gamma-fluxusa a falvastagság függvényében (nagy permeabilitású betonban) (Tóth, 1983)

Az NSZK-ban, 1977-ben 30000 mérést végeztek a lakások levegőjének és a szabad levegő dózisteljesítményének a meghatározására. A következő eredményeket kapták (Tóth, 1983):

lakásokban: $70 \text{ nGy/h} \pm 10 \text{ nGy/h}$,

szabad levegőn: $50 \text{ nGy/h} \pm 5 \text{ nGy/h}$.

A dózisteljesítmény meghatározásnál különböző modellszámításokat is alkalmaznak (Tóth, 1977). Az egyik legegyszerűbb számítási mód a szobát egy 0,22 m vastagságú gömbhéjnak tételezi fel, és halmazsűrűség, abszorpciós tényezők, radonemanációs tényezők, fotonenergiák, és egyéb adatok felhasználásával határozza meg a lakószoba várható gamma-dózisteljesítményét. A modellszámítás meghatározza a dóziskonverziós tényezőket is, amelyek megadják az egységnyi izotópkoncentrációra vonatkozó gamma-dózisteljesítményt.

A dóziskonverzió a ^{226}Ra -ra $5,4 \frac{\text{nGy}/\text{év}}{\text{Bq}/\text{kg}}$, a ^{232}Th -ra $8,64 \frac{\text{nGy}/\text{év}}{\text{Bq}/\text{kg}}$, a ^{40}K -ra $0,648 \frac{\text{nGy}/\text{év}}{\text{Bq}/\text{kg}}$.

Ezek, valamint a koncentrációk (c) és radon-, és toronemanációs tényező (K_{Rn} és K_{Tn}) felhasználásával a szoba középpontjában várható gamma-dózisteljesítmény (D_t):

$$D_t = 5,4 \frac{\text{nGy}/\text{év}}{\text{Bq}/\text{kg}} (1 - K_{Rn}) c_{Ra} + 8,64 \frac{\text{nGy}/\text{év}}{\text{Bq}/\text{kg}} (1 - K_{Tn}) c_{Th} + 0,648 \frac{\text{nGy}/\text{év}}{\text{Bq}/\text{kg}} c_{^{40}\text{K}} \quad (23)$$

Az UNSCEAR a lakóterek dózisteljesítményénél is a szabadtéren mért dózisteljesítményt veszi figyelembe, felhasználva a lakásban és a szabadban mért dózisteljesítmény-arányt, mint átszámítási tényezőt (Tóth, 1983). Ez a számítási mód figyelembe veszi az épületnek a külső, főleg teraszterikus sugárzásra vonatkozó, árnyékoló hatását is. Mérések azt mutatják, hogy az 50 g/cm^2 felületi sűrűségű falazat teljesen elnyeli a külső sugárzást, míg 10 g/cm^2 érték esetén az abszorpció 50%-os. $1,6 \text{ g/cm}^3$ átlagos építőanyag-sűrűséget véve ez azt jelenti, hogy a 30 cm vastagságú fal teljesen, míg a 6 cm vastagságú félig árnyékolja le a külső sugárzást. Ezért a teraszterikus sugárzást leginkább a fa, és a könnyűszerkezetes házak esetében kell figyelembe venni. Amerikában végzett mérések jól igazolják a falak árnyékoló hatását. Fa- és mészkőházak esetében ugyanis, ahol nem kell számolni a fal sugárzásával, azt tapasztalták, hogy a bent mérhető dózisteljesítmény még a földszinten is kisebb, mint a szabadban mérhető, emeletenként pedig fokozatosan csökken. A benti-kinti dózisteljesítmény-arányra legátfogóbb vizsgálatot az NSZK-ban végeztek 1975-ben, eszerint ez az arány 1,3. Az UNSCEAR számításainál feltételezték, hogy világátlagban az épületek 20%-a fából készült - ezekre 0,7 az átszámítási tényező -, 80%-a pedig masszív falazatú - az említett 1,3-es tényezővel -. A súlyozott átszámítási tényező így 1,18, azaz átlagosan 18%-kal nagyobb terhelés ér bennünket a lakásokban, mint a szabadban.

Külön vizsgálatokat végeztek arra vonatkozóan, hogy az épületek egyes elemei - a falazat, a padló és a mennyezet - mekkora gamma-dózisterhelést okoznak az ott lakók számára (Kaiser et al., 1999). A modellszámítások szerint, átlagos betonból készült épület esetén a szerkezeti elemek együttesen $0,25 \text{ mSv}$ dózisterhelést okoznak egy év alatt. Ha a mennyezet sugárzása elhanyagolható, a padló és a falak együttes évi dózisa $0,10 \text{ mSv}$. Ha csak a padló sugárzását kell figyelembe venni, pl. beton alapzatú faház esetén, a dózisterhelés nem éri el a háttérugárzás mértékét. Ezek az adatok azt mutatják, hogy a szerkezeti elemek szerepe nem azonos az épületekből származó sugárterhelésben: a padló kismértékű sugárterhelést okoz, míg a mennyezet hatása viszonylag nagy.

Indiában 1999-ben végeztek méréseket az építőanyagok radondiffúziójára vonatkozóan (Singh et al., 1999). A mérések egyértelműen mutatták, hogy nagyobb porozitás esetén a diffúzióállandó, és így a diffúzióhossz is nagyobb (18. táblázat).

18. TÁBLÁZAT Anyagok porozitása és ²²²Rn-ra vonatkozó diffúziós tulajdonságai (Singh et al., 1999)

Anyag	Halmazsűrűség (kg/dm ³)	Porozitás (%)	Diffúzióállandó (m ² /s)	Diffúzióhossz (cm)
cement	1,46	33,9	7,96·10 ⁻⁷	61,57
talaj	1,32	40,1	1,4·10 ⁻⁶	81,8
márvány	1,32	48,06	2,61·10 ⁻⁶	111,44
homok	1,6	50,1	3,69·10 ⁻⁶	132,5
mész	0,49	60,11	5,69·10 ⁻⁶	164,63

Szintén az építőanyagok radonkibocsátását vizsgálta Keller (2001). Mérései alapján a tömörebb építőanyagok diffúzióállandója kisebb (19. táblázat).

19. TÁBLÁZAT Építőanyagok ²²²Rn-ra vonatkozó diffúziós tulajdonságai (Keller, 2001)

Anyag	Diffúzióállandó (m ² /s)	Diffúzióhossz (cm)
gipsz	2,35·10 ⁻⁶	110
habkő	1,5·10 ⁻⁶	85
mészkő	0,34·10 ⁻⁶	40
tégla	0,35·10 ⁻⁶	40
homokkő	2,20·10 ⁻⁶	100
gázbeton	1,30·10 ⁻⁶	80
nehézbeton	7·10 ⁻⁹	6

Keller a fontosabb építőanyagok esetében megmérte a ²²⁶Ra- és a ²³²Th-tartalmat, valamint a ²²²Rn- és a ²²⁰Rn-fluxust is (20. táblázat).

20. TÁBLÁZAT Anyagok izotóptartalma és radonfluxusa (Keller, 2001)

Anyag	²²⁶ Ra fajlagos aktivitása (Bq/kg)	²³² Th fajlagos aktivitása (Bq/kg)	²²² Rn-fluxus (mBq/m ² s)	²²⁰ Rn-fluxus (mBq/m ² s)
mészkő	10	10	0,14-0,48	16-94
tégla	50	15	0,01-0,21	5-40
salakkő	75	20	0,13-0,62	19-66
beton	50	10	0,05-0,75	10-107
gázbeton	20	15	0,12-0,68	8-44
gránit	55	75	0,08-0,62	17-68

A táblázatok adataiból látható, hogy habár a gázbeton rádiumtartalma kisebb, mint a tégláé, mégis, a nagyobb diffúzióállandónak köszönhetően, a gázbeton radonfluxusa a nagyobb. A téglá és a gázbeton tóriumtartalma megegyezik, de a nagyobb diffúzióállandó miatt a gázbeton esetében várható nagyobb toronfluxus. A mérési eredmények azonban nem ezt mutatják, ugyanis a fluxusnál a közeg sűrűségét is figyelembe kell venni, így a gázbeton kis sűrűsége miatt a két falazóanyag toronfluxusa megegyezik. A toronfluxus kb. két nagyságrenddel nagyobb, mint a radonfluxus, ennek oka a toron nagy bomlási állandója.

Ezek a mérések azt mutatják, hogy a beton esetében nagyobb a radonfluxus, mint a téglánál. A legtöbb vizsgálat során ennek az ellenkezőjét tapasztalják, mint pl. a már említett hazai mérések, vagy pl. Sharma és Virk (2001) mérései. Ők is azt állapították meg, hogy a falazóanyagok között a vályog radonfluxusa a legnagyobb, a beton falazóelemé pedig a legkisebb (21. táblázat).

21. TÁBLÁZAT Építőanyagok radonfluxusa (Sharma, Virk 2001)

Anyag	²²² Rn-fluxus (mBq/m ² s)	²²⁰ Rn-fluxus (mBq/m ² s)
vályog	0,432	1868,94
tégla	0,113	276,75
beton falazóelem	0,07	90,72

Ez az eltérés a beton nagy rádium- és tóriumtartalmának köszönhető, ami valószínűleg abból adódik, hogy a betonban nagy radioaktivitású ásványi kőanyagot (gránit, andezit), vagy töltőanyagként kazánsalakot, ill. pernyét alkalmaztak.

Az építőanyagok radonexhalációját nagymértékben meghatározza a nedvességtartalom. Ezt bizonyítják Andersen (1999) mérései is, aki betonminták radonkibocsátásának időbeli változását vizsgálta. 250 nap alatt hétszer végezte el a minták radonexhalációs rátájának (egységnyi tömegű anyag által egységnyi idő alatt kibocsátott radonatomok száma) mérését - természetesen teljesen azonos módon és azonos körülmények között -. Az eredmények azt mutatták, hogy az első száz nap alatt 15%-kal, a második száz nap alatt már csak 3%-kal csökkent a radonexhalációs ráta nagysága. A csökkenés a beton száradásával magyarázható, de figyelembe kell venni a beton öregedését, szerkezeti változását is.

A Veszprémi Egyetem kutatói külön vizsgálták az ajkai szénsalak-építőanyagot tartalmazó épületekben jelentkező dóziszárulékot (Somlai és mtsai., 1997). A kőszének urántól származó fajlagos aktivitása - minőségtől függően - 20-500 Bq/kg, elégetésük során radioaktív-anyagtartalmuk a salakban és a pernyében gyűlik össze: a salak fajlagos aktivitása 3-5-szörös, a pernyéé 40-80-szoros a kőszénhez képest. Az ajkai szén különösen magas

urántartalmú, 500 Bq/kg az ebből adódó fajlagos aktivitás, a III. telep uránkoncentrációja pl. majdnem eléri a gyengébb uránércékét. Éppen ezért 1960-ban betiltották az ajkai és a tatabányai salak építési alkalmazását, de magánépítkezéseknél továbbra is használták ezeket az anyagokat (Közinforrás, 2004). A mérések során gamma- dózisteljesítményt és radongáz-koncentrációt határoztak meg, és ezek alapján meghatározták a külső gamma-sugárzásból és a radon és leányelemeinek belégzéséből származó sugárterhelést. (A számításoknál 0,8 Sv/Gy konverziós tényezőt használtak gammasugárzás esetén, 60 Bq/m³ felelt meg 1 mSv/év dózisteljesítménynek a radon esetében, valamint 80%-os időfaktort vettek a házban eltöltött idő megadására.) A mérési eredmények szerint a salakot tartalmazó házak átlagos gamma-dózisteljesítménye 200-600 nGy/h-nak adódott, míg a kifejezetten ajkai kőszén salakját tartalmazó házak esetén ez az érték 300-800 nGy/h volt. Ez a dózisteljesítmény 1,7-4,5 mSv/év effektív dózisteljesítményt jelent, szemben a hazai 0,65 mSv/év átlaggal. Az ajkai salak felhasználásával épült házakban a radonszint 400-1200 Bq/m³ között változott a vizsgált néhány hetes időszakban. Ennek hatása 6-20 mSv/év effektív dózisteljesítményre becsülhető, ami önmagában is többszöröse az összes radioaktív anyagra vonatkozó, hazai, 3 mSv/év értéknek.

Igen átfogó vizsgálatot végzett 2003-ban az OKK OSSKI-ban, ahol téglá- és cserépminták gamma-spektrometriás és emanációs vizsgálatát végezték el, valamint meghatározták az ún. aktivitáskoncentráció indexet (Közinforrás, 2004). Az aktivitáskoncentráció indexe (I_a) a koncentrációk segítségével (c) a következő módon adható meg:

$$I_a = \frac{c_{Ra}}{300\text{Bq/kg}} + \frac{c_{Th}}{200\text{Bq/kg}} + \frac{c_K}{3000\text{Bq/kg}}. \tag{24}$$

Az EU ajánlása szerint a téglák, és egyéb nagy mennyiségben alkalmazott építőanyagok esetén az index maximális megengedhető értéke 1, míg a kisebb mennyiségben alkalmazott anyagok esetén 6.

A különböző országokban mért aktivitáskoncentrációk téglá esetében a következők: ²²⁶Ra-ra 32-79,8 Bq/kg; ²³²Th-ra 18-61,6 Bq/kg; ⁴⁰K-ra 353-986 Bq/kg, tehát a hazai értékek közel megegyeznek a nemzetközi mérési eredményekkel (22. táblázat).

22. TÁBLÁZAT Építőanyagok radioaktivitásának jellemzői

Minta	Aktivitáskoncentrációk (Bq/kg)				Akt. konc. index	Emanációs koefficiens
	²³² Th-sor	²²⁶ Ra-sor	²³⁸ U-sor	⁴⁰ K		
tégla	44,5	47,6	42	706	0,61	0,063
cserép	47,1	46,3	40,4	714	1,6	0,0063

6. Építőanyagok összgamma-sugárzásának vizsgálata

2004 őszén ND-497 típusú, hordozható szcintillációs detektorral és NC-483-as típusú hordozható nukleáris analizátorral öt szegedi építőanyag szakáruházban végeztük el különböző építőanyagok összgamma-sugárzásának mérését. A szakáruházakban közel ugyanazok a termékek találhatók meg. Az ömlesztett anyagok (homok, sóder) esetén minimum 0,5 m vastag réteget, míg a darabos termékeknél (tégla, falazóelem, díszburkolat) egy raklapnyi mennyiséget, azaz 1-1,5 m vastag réteget vizsgáltunk. A mért dózisteljesítményeket a 23. táblázat foglalja össze. Minden építőanyag-típusra 10-15 mérési adat alapján adtam meg az átlagos dózisteljesítményt, a mediánt és a szórást. A medián lényegében a minta középső értéke, ezen érték alatt, ill. felett található meg a mért értékek 50-50%-a. Ennek megadását azért találtam szükségesnek, mert a medián és az átlag viszonya jól jellemzi, hogy a nagyobb vagy a kisebb dózisteljesítmények irányába tolódik-e el az eloszlásfüggvény, pl. ha a medián értéke kisebb az átlagnál, a nagyobb értékek irányába nyúlik az eloszlásfüggvény.

23. TÁBLÁZAT Építőanyagok összgamma-sugárzása (Sós, 2005)

Termék	Származási hely	Megjegyzés	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
			átlag	medián	szórás
homok	Klárafalva	0,7 m magas halom	39,0	38,9	1,0
sóder	Bugyi	0,5 m magas halom	34,6	34,1	1,1
sóder	Dunaföldvár	0,5 m magas halom	34,9	34,1	0,5
válaszfal tégla	Devecser	Leier gyár	96,7	97,2	1,4
kisméretű tégla	Tiszaöldvár		85,9	84,4	5,6
kisméretű tégla	Mezőtúr	Wienerberger gyár	87,0	85,9	2,6
béléstest tégla	Mohács		113,6	113,9	4,8
béléstest tégla	Békéscsaba		98,2	96,7	4,4
pillértégla	Mezőtúr	Wienerberger gyár	85,4	84,7	2,6
PTH 38 tégla	Mezőtúr	Wienerberger gyár	84,6	84,7	2,9
díszburkolat	Pécs	beton	36,9	35,9	2,5
díszburkolat	Békéscsaba	beton	36,3	37,2	1,5
pórusbeton falazóelem	Halmajugra	Xella gyár, YTONG	44,7	45,0	0,6
Porotherm falazóelem	Abony		84,7	84,5	2,9

A mérések egyértelműen igazolták, hogy az építési anyagok közül a homok sugárzási értéke az egyik legalacsonyabb. (Természetesen ez a megállapítás csak minőségi, alacsony agyagtartalmú és magas SiO₂ tartalmú, finom szemszerkezetű homokra érvényes.) A

különféle téglák dózisteljesítménye nagy agyagtartalmuknak köszönhetően viszonylag magas: a tömör téglaké, az üreges szerkezetű falazóelemeké, a Porotherm tégláé és a béléstest téglaké egyaránt. A téglaféléket vasoxidot és homokot tartalmazó agyagból készítik, a nagy agyagtartalom miatt magas a tégláknál mérhető dózisteljesítmény. Megfigyelhető, hogy egy adott építőanyaggyárban egy időben készülő különböző típusú téglák (pl. mezőtúri kisméretű-, pillér- és PTH 38-as téglák) sugárzása közel azonos. Ennek oka a közel azonos minőségű alapanyag. A téglák porozitása, ami elsősorban a kiégetés mértékétől függ, nagymértékben meghatározza a téglák radioaktivitását. Kisebb porozitás esetén kisebb a radonfluxus, így bent marad a radon az anyagban, nagyobb felületi radioaktivitást eredményezve. A téglák égetése kb. 1000°C-on történik, ennek során felére csökken az anyag porozitása, további égetés további jelentős porozitás-csökkenést okoz. Ugyanazon téglagyár mintái tehát csak akkor adnak teljesen megegyező dózisteljesítményt, ha a teljesen azonos összetétel mellett ugyanolyan az égetés mértéke is.

Pórusbetonnak, vagy gázbetonnak régen a pernyét, illetve egyéb kohó-, és erőmű-származékot tartalmazó könnyűbetont nevezték, ezek az 1980-as évek végéig voltak forgalomban Magyarországon. Ezekben a pernye és a salak, mint kis porozitású adalékanyag biztosította a jobb szigeteléshez szükséges „levegőtartalmat”. Az MSZ EN 771-4 magyar szabvány alapján ma a homok alapanyagú termékeket nevezik pórusbetonnak. A szabványos meghatározás szerint a pórusbeton hidraulikus kötőanyagból, pl. cementből és/vagy mészből, továbbá finomszerkezetű, kovasavtartalmú anyagokból, pórusképző adalékokból és vízből áll. Az YTONG pórusbeton alapanyagai őrölt égetett mész, kis mennyiségű őrölt gipsz, cement, őrölt kvarchomok és víz. Az összetétel a gyártástechnológiától függően az alábbi határok között mozog:

- homok 45-70 m%,
- cement 5-25 m%,
- égetett mész 5-20 m%,
- gipszkő vagy anhidrit 1-10 m%,
- alumíniumpaszta 0,05-0,2 m%.

Ezeket az anyagokat megfelelő arányban összekeverik, pórusképzőként alumíniumpasztát kevernek hozzá, amely a mésszel reakcióba lépve hidrogént fejleszt. Ez biztosítja a zárt, apró légzárványokat. A pórusbeton radioaktívanyag-tartalma összetételéből adódóan kicsi, mint azt a mérési eredmények is igazolják. Egyedül a homok jelentősebb agyagtartalma esetén várható számottevő radioaktivitás a pórusbeton esetében.



Keller (2001) végzett, az építőanyagok radonkibocsátásával foglalkozó vizsgálatai során kimutatta, hogy a gázbeton ^{222}Rn -fluxusa 0,12-0,68 mBq/m²s, míg a téglái csak 0,01-0,21 mBq/m²s. A gázbetonból tehát a radon könnyebben távozik, ezért is mutat kisebb mértékű radioaktivitást, mint a téglák. A gázbeton falazóelemek ezenkívül kisebb rádiumtartalmúak, mint a téglák és sűrűségük is jóval kisebb - üregtérforratuk 30-40% -, emiatt is kicsi az aktivitásuk.

A dístégla alapanyaga a beton, aminek fő alkotórésze a portlandcement (Balázs, 1984). A portlandcementhez 75-80 tömegszázalékban mészkőből és 20-25 tömegszázalékban agyagból készítenek egy örleményt, amelyet 1400°C-on kiégetnek. Az égetés hatására az agyagásványok elvesztik hidrátvizüket, égetett mész és szilikát képződik, majd zsugorodás lép fel, és kialakulnak az ún. klinkerásványok. Az így nyert portlandklinkerhez gipszkövet és hidraulikus pótlékokat keverve kapják a cementet. A cement és a beton összetételéből adódóan csak kis mértékben sugároz. Jelentősebb radioaktív sugárzás akkor tapasztalható, ha a betonba magas aktivitású adalékanyagot kevernek, mint pl. régen a porozítás növelésére erőművi pernyét. A beton útburkolatokba zúzalékkóként elsősorban andezitet és bazaltot használnak, de ezek radioaktívanyag-tartalma nem jelentős.

A szakirodalom adataival összhangban alacsony értéket kaptam a sóderre, melynél a kavicsokat alkotó kőzet típusa lehet az esetleges eltérések forrása.

Jelenleg hazánkban a forgalomba hozható építőanyagok radioaktivitásának korlátozására nincs szabályozás. A 2005. évi Beton- és Vasbetonépítési Műszaki Irányelv a radioaktivitás mértékének megítélésére a Szilikátipari Központi Kutató és Tervező Intézet 1983-as kutatási jelentése alapján tesz ajánlást. Eszerint az az építőanyag, amelynek radioaktivitási veszélyesség foka (H) nagyobb, mint 1 Bq/kg az átlagosnál nagyobb sugárterhelést okoz, ezért nem ajánlatos a használata. H a Th -, Ra -, és K -koncentráció (c) segítségével adható meg:

$$H = \frac{c_{\text{Th}}}{259} + \frac{c_{\text{Ra}}}{185} + \frac{c_{\text{K}}}{4810} \quad (25)$$

(A radioaktivitási veszélyesség foka és a (24) egyenletben megadott aktivitáskoncentráció index lényegében azonos jelentésű.)

7. Terepi gamma-sugárzás mérése

7.1. A terepi gamma-sugárzás mérésének általános jellemzői

A terepi összgamma-mérések általános célja:

- A terület radiometriás térképének felvétele.
- Az esetleges anomáliák felderítése.
- A radioaktív képződmények, illetve szennyezőforrások felkutatása.
- Geológiai vizsgálatoknak a különböző kőzetek radioaktivitásának in situ (természetes helyen történő) mérése.
- A természetes háttérsugárzás időjárástól, napszaktól, évszaktól, csapadékmennyiségtől való függésének vizsgálata.
- A természetes háttérsugárzás ismeretében lehetséges az esetleges balesetekből származó növekedés detektálása, területi eloszlásának meghatározása és nyomon követése.

Egy adott terület radioaktivitásának felmérésének legelterjedtebb módszere az ún. összgamma-sugárzás mérése. Azért a gamma-sugárzás erre a legalkalmasabb, mert áthatolóképessége ennek a legnagyobb, így a mélyebb talajrétegekből származó gamma-fotonok is érzékelhetők. Ezenkívül, mivel az alfa- és béta-sugárzást gamma-sugárzás is kíséri, tulajdonképpen minden radioaktív izotóp bocsát ki gamma-fotonokat. Ezekből adódóan gamma-sugárzás mérésével lehet egy terület legátfogóbb radiometriás térképét elkészíteni. A kőzetekre vonatkozóan 50-60 cm a telítési vastagság, így ennél mélyebbről nem lép ki gamma-foton a talajfelszínen. A radon viszont nagyobb mélységekből is a felszínre, vagy a felszín közelébe kerülhet, leányelemei megkötődhetnek a talajszemcséken, és megnövelhetik a talajréteg eredeti aktivitását.

Szlovákiában 1990 és 1995 között végeztek méréseket, melyek során az ország területének 20%-án térképezték fel a természetes háttérsugárzást (Daniel et al., 1997). Vizsgálták pl. a talaj összgamma-sugárzását, ^{40}K -, Th-, U-tartalmát, a kozmikus sugárzás különböző magasságokban mérhető dózisteljesítményét, valamint a vizek U- és Rn-tartalmát. A méréseknél laboratóriumi és in situ vizsgálatokat is végeztek, utóbbinál a nagyobb területek feltérképezésénél szokásos ún. referenciapont-módszerrel dolgoztak. Ennél a módszernél a referenciapontra jellemző értéket úgy kapják meg, hogy a pont köré 20 méteres távolságban öt mérési pontot vettek fel, az öt pontban mért érték átlagát tekintik a referenciaponthoz tartozó értéknek.

Lengyelországban 1992-ben készült egy országos radiometriás térkép, amelyet 20000 mérési pont alapján szerkesztettek meg (Lis et al., 1997). Az 1000 m távolságban lévő mérési pontokban U-, Th-, ^{40}K -, Tc-, ^{137}Cs -tartalmat, és összgamma-sugárzást egyaránt vizsgálták. Ez a mérés jól igazolta, hogy a geológiai tényezőkön kívül a szennyezettségnek is jelentős hatása van a radioaktív háttérsugárzásra. Magas, az országos átlaghoz képest kétszeres összgamma-dózisteljesítményt ugyanis egyrészt a vulkanikus kőzetű területek felett kaptak, másrészt az Opole régió felett, ahol egyértelműen a csernobili eredetű cézium-kihullásnak köszönhető a magas érték.

Az ELGI Kutatási Főosztályának Radiometriai Laboratóriuma 1996-ban indította el azt a projektet, amelynek célja az Országos Radiometriai Alaptérkép felvétele (ELGI Beszámoló, 2000, 2001). Ezen a térképen az U-, a Ra-, a Th-, a ^{40}K - és a ^{137}Cs -izotópok sugárzási intenzitását tüntetik fel. A munka célja ezenkívül a gamma-sugárzó izotópok migrációjának a követése, és az ezt meghatározó tényezők vizsgálata. 1996-2001 között 210 mérési pontban, 1 méteres magasságban végezték el félvezető detektorral a gamma-spektroszkópiai vizsgálatot, a 0-1500 keV energiatartományban. Az egyes izotópok intenzitását a ^{60}Co -izotóp 1170 keV-os vonalára normálták. Erről a térképből leolvasható pl., hogy a ^{137}Cs -kihullás a nyugati országrészben sokkal jelentősebb, mint keleten. A Radiometriai Laboratórium talajminták elemzését is végzi, 1994-1999 közötti több száz hely alsó és felső talajrétegeből vett minta U-, Ra-, Th-, ^{40}K -tartalmát, és ^{137}Cs -tól származó dózisteljesítményét mérték meg. Az így felvett radiometriás térképen külön ábrázolják az alsó és külön a felső talajrétegre vonatkozó adatokat. A térképen látható pl., hogy az alsó talajrétegben jóval alacsonyabb a ^{137}Cs -tartalom, mint a felső rétegben.

Az OKK OSSKI szakértői a Bataapáti térségében kialakítandó radioaktív hulladéktároló területének vizsgálatakor elkészítették a térség gamma-dózisteljesítmény térképét is, amely alkalmas a felső talajréteg radioaktivitásának jellemzésére, és az esetleges változások nyomon követésére (Előzetes környezeti tanulmány, Bataapáti, 2005). A méréseket szcintillációs detektorral végezték, 1 méteres magasságban, a telephely közelében 50×50 méteres, távolabb 100×100 méteres hálózatban, összesen 2778 pontban.

A terepi összgamma-sugárzás mérésére a szcintillációs detektorok igen alkalmasak, mivel a talajból érkező gamma-fotonok energiája éppen megfelel a szcintillációs detektorok érzékenységi tartományának. Előnyt jelent az is, hogy alacsony szintű radioaktivitásnál, ami a környezeti háttérsugárzást is jellemzi, közel 100%-os a szcintillációs detektorok hatásfoka. Felbontóképességük ugyan kisebb, mint a félvezetődetektoroké, de működésük kevésbé függ a külső paramétereiktől; ez a szabadtéri méréseknél nagyon fontos szempont (Nagy, 1983).

A talaj összgamma-sugárzása a ^{40}K -tól, a rádiumtól és a tóriumtól származik; az egyes izotópok egységnyi koncentrációhoz tartozó impulzusszáma függ a detektor típusától, méretétől és az energiadiszkriminációs szinttől. A mérések energiatartományát úgy kell beállítani, hogy a szórt sugárzás minél kevésbé érvényesüljön, ennek megfelelően méréseink során az energiatartomány 0,4-3 MeV között volt. A közvetlenül a talaj felett történő radioaktivitás-mérésnél legnagyobb szerepet a terresztikus sugárzás játszik, tipikusan a teljes beütésszám 88%-át adja. A kozmikus sugárzás részesedése 2,5%, a levegőből származó radon bomlástermékeké 8% - de ez ettől erősen eltérhet -, a detektoranyagé 1,5%. Mivel a talaj radioaktív sugárzása a külső tényezőktől is nagymértékben függ, a radiometriás térkép elkészítéséhez minden egyes mérést közel azonos időjárási viszonyok között kell elvégezni. Figyelembe kell venni azt is, hogy a csapadékkal a felszínre hulló izotópok megnövelik a talaj radioaktív sugárzását, ezért pl. a ^{214}Bi miatt csak a csapadékhullás után 4 órával lehet talajfelszíni aktivitást mérni (Szederkényi és mtsai., 1994).

7.2. Az alkalmazott statisztikai és számítástechnikai módszerek

Az egyes városrészekben, ill. a különböző típusú területeken mért dózisteljesítményeket a Cohen-féle hatásmérték-vizsgálattal, a Mann-Whitney U-tesztel és a χ^2 -próbával hasonlítottam össze.

A *Cohen-féle hatásmérték-vizsgálat* a minták átlagát hasonlítja össze (Vargha, 2000). Ez az eljárás akkor alkalmazható, ha a mért értékek jellemzésére az átlagérték alkalmas, vagyis az eloszlás nem túlságosan ferde. A hatásmérték (Δ) megadásához a két minta átlagértékére (X_1 és X_2) és a varianciákra, vagyis a szórások (σ_1 és σ_2) négyzetére van szükség:

$$\Delta = \frac{X_1 - X_2}{\sqrt{\frac{\sigma_1^2 + \sigma_2^2}{2}}}. \quad (25)$$

Ha a kapott hatásmérték 0,2 körüli kicsi, ha 0,5 körüli közepes, ha 0,8 körüli nagy eltérés van a két minta átlagértéke között.

Két minta értéknagyságainak összehasonlítására az ún. *valószínűségi fölény mutatója* (A_{12}) alkalmas, amely azt mutatja meg, hogy az egyik mintából véletlenszerűen kiválasztott adat milyen valószínűséggel lesz nagyobb a másik mintából szintén véletlenszerűen kiválasztott adathoz (Vargha, 2000). Az 1. minta 2. mintára vonatkozó valószínűségi fölénye az 1. minta rangösszegével (R_1 , meghatározása az 56. oldalon) és a minták elemszámával (N_1, N_2) adható meg:

$$A_{12} = \frac{R_1}{N_1 N_2} - \frac{N_1 + 1}{2 N_2}. \quad (26)$$

Ha $A_{12} > 0,5$, akkor az 1. minta értékei nagyobbak, azaz valószínűségi fölényben vannak a 2. minta értékeivel szemben. Szemléletes jelentésű az ún. *sztochasztikus különbség* (α),

$$\alpha = 2A - 1. \quad (27)$$

Ez azt mutatja meg, hogy hány százalékkal nagyobb az esélye annak, hogy az 1. minta véletlenszerűen kiválasztott eleme nagyobb, mint a 2. mintáé.

Az eloszlások vizsgálatánál minden esetben két-két eloszlás eltérését hasonlítottam össze, mivel így egyértelműbb magyarázatot lehet adni a különbözőség okára. A *Mann-Whitney U-próba* a nemparaméteres eljárások egyik típusa, amely két független minta összehasonlítására nyújt lehetőséget. A nemparaméteres, vagy más néven eloszlásmentes tesztek használatakor nem feltétel, hogy a változók normális eloszlást mutassanak. Eseteinkben, mint az a felvett diagramokból is látható, - valamint abból, hogy a ferdeségi és csúcossági együtthatók erősen eltérnek a 0-tól - nem teljesül a valószínűségi eloszlások

normalitása. (6., 8., 9. ábra, és 24., 32., 34. táblázat) Az in situ radioaktivitás-mérések eredményei általában lognormál eloszlást mutatnak, azaz a mért adatok logaritmusai adnak normális eloszlást. (Steiner, 1990) A kapott dózisteljesítmények logaritmusainak eloszlása csak a csúcossági együtthatóban követi szigorúan a normalitás feltételét, a ferdeségi együtthatóban nem, vagyis a dózisteljesítmények eloszlása szimmetria szempontjából nem tekinthető lognormálnak.

A Mann-Whitney U-próba a rendstatisztikai eljárások közé tartozik, képzésükkor ugyanis nem az eredeti mért adatokat használják fel, hanem a növekvő sorrendbe helyezett adatokhoz tartozó sorszámokat, az ún. rangokat (Dinya, 2001). Az azonos adatokhoz tartozó ún. kapcsolt rangokat az azonos adatokhoz tartozó rangok átlagértéke adja meg. Az U-teszt elvégzésekor két minta elemeit összevontan kell kezelni, így kell a rangokat meghatározni, majd a mintákra külön-külön is meg kell adni az így kapott rangok összegét (R_1 , R_2). A teszt értékeléséhez meg kell adni a kisebb mintához tartozó U-statisztikát (az egyes minták elemszáma N_1 és N_2):

$$U = N_1 \cdot N_2 + \frac{N_1(N_1 + 1)}{2} - R_1, \quad (28)$$

az eloszlás átlagát (x) és szórását (s):

$$x = \frac{N_1 \cdot N_2}{2}, \quad s = \sqrt{\frac{N_1 \cdot N_2 (N_1 + N_2 + 1)}{12}}, \quad (29)$$

és ezekből a normált, ún. z-értéket:

$$z = \frac{U - x}{s}. \quad (30)$$

Nagy elemszám esetén, ha z abszolútértéke nagyobb, mint 1,96, a két eloszlás 5%-os szignifikancia szinten tér el egymástól. Minél nagyobb z abszolútértéke, annál kisebb szignifikációs szinten mondható a két eloszlás eltérőnek (5.1. melléklet).

Egyes szerzők a Mann-Whitney U-próba alkalmazhatósági feltételei közé sorolják, hogy a vizsgált eloszlások varianciája homogén legyen, vagyis a szórásnégyzetek ne jelentős mértékben térjenek el egymástól. Eloszlásaink ennek a feltételnek (az ún. Levene próba alapján) eleget tesznek (Vargha, 2000).

A χ^2 -próba szintén alkalmazható bármilyen valószínűségi eloszlás, és bármilyen jellegű adatok esetén (Vargha, 2000). Ez az eljárás két, vagy annál több minta összehasonlítására is alkalmas, vagyis a varianciaanalízis egyik fajtája. A próbához az adatokat ún. kontingenciátáblában kell felvenni. Esetünkben a tábla egyik változójaként az egyes dózisteljesítmény-intervallumok szerepelnek, másik változóként a vizsgált területek

valamilyen jellemző adatai. Az eljárás során a kapott (m) és a várható (v) gyakoriságok eltérését vizsgáljuk. A várható gyakoriságok értékét az adott kontingencia-cellára (v_{ij}) a cellához tartozó sor- és oszlopösszegekből (g_i és g_j) lehet meghatározni, N elemszám esetén a következő módon:

$$v_{ij} = \frac{g_i \cdot g_j}{N}. \quad (31)$$

A χ^2 értékét a következő egyenlet adja meg:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^k \frac{(m_{ij} - v_{ij})^2}{v_{ij}}. \quad (32)$$

A próba szabadsági foka (f), a kontingenciatáblázat sor- és oszlopszáma (k , ill. n) alapján adható meg:

$$f = (k - 1)(n - 1). \quad (33)$$

χ^2 és f ismeretében meghatározható, hogy két eloszlás milyen szignifikációs szinten tér el egymástól (5.2. melléklet). A χ^2 -próba alkalmas az eloszlások normalitás-vizsgálatára is, ennek elvégzése is azt igazolta, hogy az eloszlásaink nem normálisak.

Az eloszlásvizsgálatnál problémát jelenthet, hogy az U-próba nem konkrét értékekkel, csak rangokkal dolgozik, a χ^2 -próbánál pedig nem lehet valamennyi adatot figyelembe venni, mert a kontingencia-cellák ötödénél többen nem szerepelhet ötnél kisebb esetszám. Az eloszlások összehasonlítására ezért elvégeztem mindkét említett eljárást, általánosan elmondható, hogy a kapott eredmények egyezést mutattak.

A radiometriás térkép ábrázolására a Golden Software által készített *Surfer 8* programot használtam. Ez egy két- és háromdimenziós felületmodellező rendszer, amely különböző bemeneti adatok, vagy matematikai függvények alapján felülethálókat, szintvonalas és esésirányt mutató rajzokat, valamint magassági pontokat képes megjeleníteni. A programmal többféle térkép is felvehető, amelyek a szemléletes ábrázolást teszik lehetővé. A *Surfer ponttérképe* (post map) az x, y koordinátájú helyeket, esetünkben a mérési pontokat, tetszőleges szimbólumokkal jelöli. Az *osztályozott ponttérkép* (classed post map) az egyes dózisteljesítmény-tartományokhoz rendelt eltérő szimbólumok segítségével szemlélteti az adott ponthoz tartozó dózisteljesítményt. A *háromdimenziós térkép* (surface) a ponthoz tartozó dózisteljesítmény nagyságát a pont fölé vett magasságként jeleníti meg. Az *izovonalas*, vagy szintvonalas térkép (contour map) az egyenlő értékkel rendelkező pontokat köti össze, a háromdimenziós térkép kétdimenziós vetületének felel meg. A

domborzatárnyékolásos térkép (shaded relief map) a ponthoz tartozó magasságot és a lejtés mértékét a ponthoz tartozó fényerősséggel szemlélteti (Keckler, 2003).

Az összetartozó hely- és dózisteljesítmény-adatokat Excel táblázatba rendeztem, ezt a táblázatot illesztettem be a Surfer adatbázisaként, és ez alapján vettem fel a ponttérképet, az osztályozott ponttérképet, a szintvonalas-, valamint a háromdimenziós radiometriás térképet. (2., 3., 4., 5. *melléklet*). Az osztott tájékoztató térképen valamennyi mért adat ábrázolható, a szintvonalas és a háromdimenziós térkép esetében a nagyon magas és a nagyon alacsony értékeket el kell hagyni, mert azok az interpoláció miatt jelentősen meghamisíthatják a valós eloszlási térképet. A különböző térképek együttes ábrázolása jól szemlélteti, hogy az adott városrész adott területén, vagy akár adott pontjában, mekkora a dózisteljesítmény, illetve pontosan mely helyeken mérhető kiugróan magas, vagy alacsony aktivitás. A különböző területekre felvett térképek egyszerű összehasonlítási lehetőséget is nyújtanak. A nagyléptékű mérésekkel felvett térképeken jól megfigyelhetők azok a szűkebb területek, ahol további, pontosabb beosztású méréseket kell majd végezni.

7.3. Terepi gamma-sugárzás mérése Szegeden

Méréseink során ND-497 típusú, hordozható szcintillációs detektort alkalmaztunk, amelynek mérőfeje 50×50 mm-es NaI(Tl) kristály. Ez a műszer igen mostoha körülmények között is, -10°C-tól 50°C-ig üzemeltethető, 7 V-os tápfeszültségről működik. Számláló berendezésként NC-483-as hordozható nukleáris analizátort használtunk. A műszer rendkívül nagy méréstartományú, átlagértéket is mutat, ezért a nukleáris ipar és környezetvédelem egyaránt alkalmazza. Külön előnye, hogy több szcintillátor típushoz is alkalmazható. A mérésnél a talajfelszínen vizsgáltuk a dózisteljesítményt, három, vagy öt, 10 másodperces mérést végezve egy-egy pontban.

Szeged 4 területén mértük a talajfelszín összgamma-dózisteljesítményét: egy alsóvárosi, egy belvárosi, egy móravárosi területen, valamint egy Tarján városrészi lakótelepen. A mérésben a SZTE TTK földrajz szakos hallgatói, valamint a SZTE JGYTFK fizika szakos hallgatói is részt vettek tudományos diákköri munka keretében. A vizsgált területek között zöldövezet, lakótelep, erősen beépített belvárosi rész egyaránt szerepel, így a talajrendezés, valamint az épített környezet hatását is nyomon lehetett követni. A mérések során egy 10m×10m-es beosztású háló pontjaiban haladtunk, természetesen a beépített, vagy valamilyen okból nem mérhető pontokat kihagyva. Alsóvárosban így 718, a Belvárosban 845, Móravárosban 658, a Tarjáni lakótelepen 1446 pontban mértünk.

A mérési eredményeket Descartes-féle jobbsodrású derékszögű koordináta-rendszerben ábrázoltam, ahol az xy síkban fekszik a mért terület. A mérési pontok x és y koordinátáit 1:1990, ill. 1:1390 léptékű térképek segítségével határoztam meg, a koordináták egysége 10 méternek felel meg. A z koordináta értéke a kapott átlagos dózisteljesítmény. A mérési síkokat általában úgy tájoltam, hogy az y -tengely északi irányba mutasson. Alsóváros esetében északkeleti tájolású a térkép, mivel ott az egyik utca szerepel x -tengelyként. Itt az y -tengely 18°-os szöget zár be az északi iránnyal. A koordináta rendszerek origójának EOVS koordinátái a következők:

Alsóváros: $x=100131$, $y=733386$;

Belváros: $x=100163$, $y=734148$;

Móraváros: $x=101326$, $y=733209$;

Tarján: $x=103092$, $y=735594$.

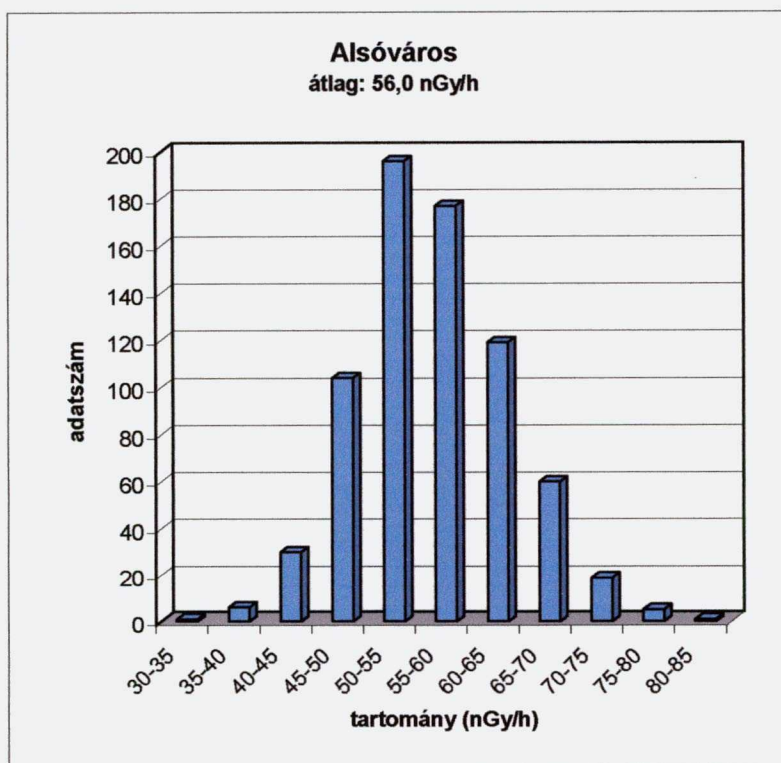
Minden terület felmérését azonos meteorológiai viszonyok között végeztük el, ami ugyan nem ad lehetőséget az éves átlagérték meghatározására, de az összehasonlítást lehetővé teszi. Ennek megfelelően május-június hónapokban, a kora délutáni órákban végeztünk méréseket,

törekedve a közel állandó hőmérsékletre, és a talaj közel azonos nedvességtartalmára. A mérési eredmények leíró statisztikáját az Excel program segítségével készítettem el (24. táblázat). (Mivel az ún. trimmelt - azonos számú legkisebb és legnagyobb adatot elhagyó - átlagok nem tértek el a teljes mintákra meghatározott átlagoktól, a teljes mintákra végeztem el a statisztikai vizsgálatokat. Tarjánban 4, Móravárosban 1 adatot azonban nem vettem figyelembe, mivel ezek kiugróan magas, 130 nGy/h fölötti értékek voltak.)

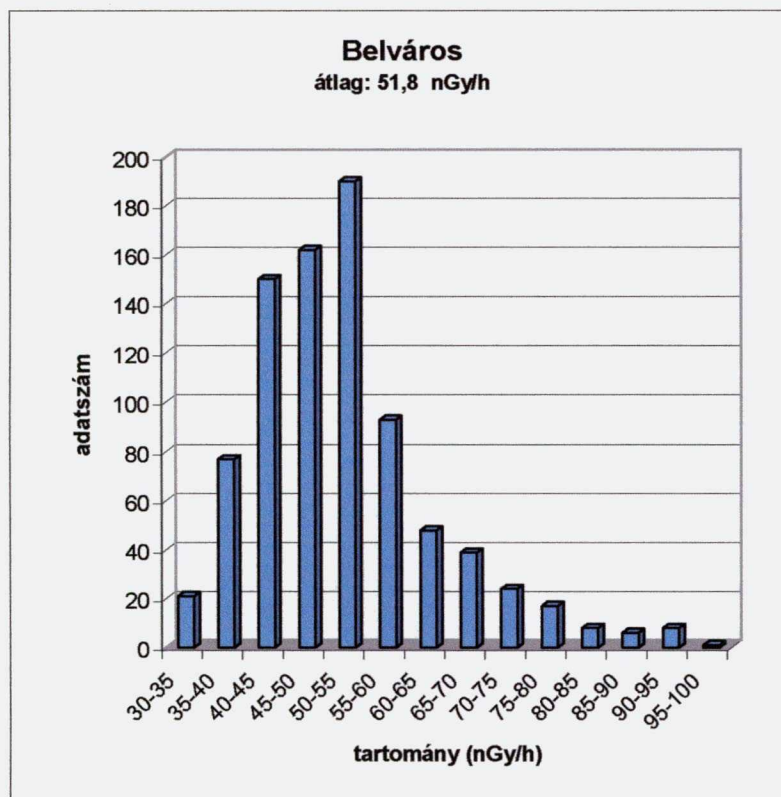
24. TÁBLÁZAT A mért területek dózisteljesítményének leíró statisztikája

	Alsóváros	Belváros	Móraváros	Tarján
Várható érték (nGy/h)	56,0	51,8	59,3	59,2
Medián (nGy/h)	55,6	50,2	58,4	57,8
Módusz (nGy/h)	52,8	53,1	51,3	55,0
Szórás (nGy/h)	7,2	11,3	11,9	11,6
Tartomány (nGy/h)	49,6	69,5	70,9	82,7
Minimum (nGy/h)	33,0	30,1	34,2	34,7
Maximum (nGy/h)	82,6	99,6	105,1	117,4
Csúcsosság	0,15	1,74	1,80	1,20
Ferdeség	0,32	1,15	1,01	0,77
Darabszám	718	845	657	1442

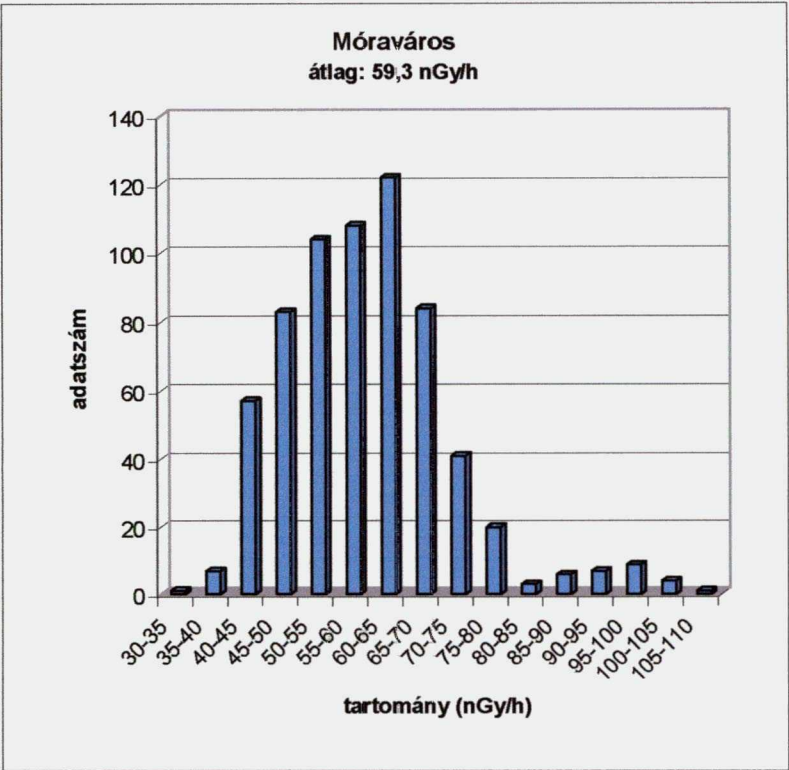
A.



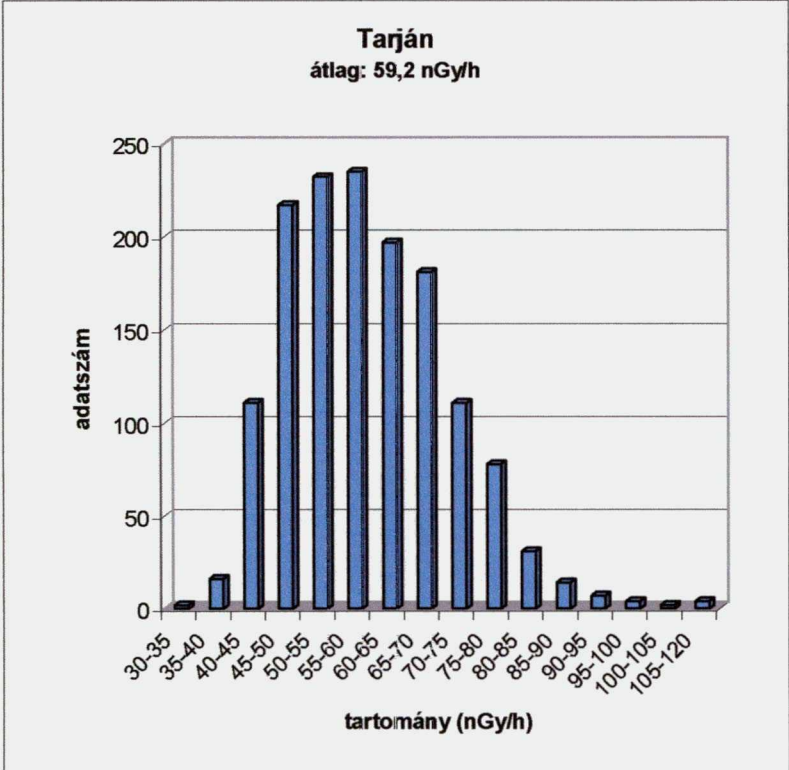
B.



C.



D.



5. ábra A dózisteljesítmény-eloszlások oszlopdiagramjai

Kaszab (1987) földtani szempontokból vizsgálta Szeged területét: pl. a felszínalaktan, a különböző mélységekben található földtani képződmények és a feltöltés vastagsága alapján (25. táblázat). A vizsgált területek e paraméterek tekintetében jelentős eltérést nem mutatnak, ezt jól követi az átlagos dózisteljesítmények közepesen eltérő értéke. Némi eltérés a 1,5-3,5 m mélyen fekvő földtani képződményben figyelhető meg, amely Móravároson agyagos lösz, míg a többi területen infúziós lösz. A lösz 10-50 μm közötti szemcsenagyság jellemzi, 60%-ban kvarcból, 20%-ban földpátból, 20%-ban kalcitból áll, és mindössze 1-2% az agyagtartalma (Kézdy, 1972). A löszfeltöltés összetétele és nagyobb szemcsemérete miatt jóval kisebb radioaktivitású, mint az agyag. Ez is egyik oka lehet annak, hogy Móravároson valamivel magasabb a dózisteljesítmény.

25. TÁBLÁZAT A vizsgált területek általános építésföldtani jellemzői (Kaszab, 1987)

Hely	Felszínalaktan (mRel)	Földtani képződmény				Feltöltés és humuszos összlet vastagsága (m)
		10-20 m mélyen	5,5-10 m mélyen	3,5-5,5 m mélyen	1,5-3,5 m mélyen	
ALSÓVÁROS	49-51	folyóvízi homoklisztes iszap	tavi agyag	agyagos lösz	infúziós lösz feltöltésekkel	0,5-2
BELVÁROS	49-53	folyóvízi agyag	tavi agyag	agyagos lösz	infúziós lösz feltöltésekkel	1,5-5
MÓRAVÁROS	49-51	folyóvízi agyag	tavi agyag	agyagos lösz	agyagos lösz	0,5-1,5
TARJÁN	45-47	folyóvízi agyag	tavi agyag	tavi agyag, agyagos lösz, löszös agyag	infúziós lösz	0,5-1,5

A Cohen-féle hatásmérték (Δ), a sztochasztikus különbség (α), a Mann-Whitney U-próba és a χ^2 -próba alapján két-két városrész összehasonlításakor a következő értékek adódtak:

26. TÁBLÁZAT Városrészek dózisteljesítményének összehasonlítása különböző vizsgálatokkal

Városrészek	Δ	α	Mann-Whitney U-próba		χ^2 -próba		
			z	α (%)	χ^2	f	α (%)
Tarján-Belváros	0,65	0,39	15,6	<0,1	298,6	12	<0,1
Móraváros-Belváros	0,64	0,40	-13,3	<0,1	201,6	12	<0,1
Alsóváros-Belváros	0,44	0,34	-11,7	<0,1	237,6	10	<0,1
Móraváros-Alsóváros	0,34	0,15	-4,8	<0,1	72,0	10	<0,1
Tarján-Alsóváros	0,33	0,14	5,3	<0,1	121,7	9	<0,1
Tarján-Móraváros	0,006	0,038	-1,42	16	35,2	12	<0,1

Az értékekből egyértelműen látszik, hogy az átlagértékek vonatkozásában legnagyobb eltérés Tarján-Belváros, valamint Móraváros-Belváros összehasonlításakor adódott, Alsóváros-Belváros adatai közepes eltérést mutatnak. Alsóváros-Móraváros, valamint Tarján-Alsóváros átlagértéke csak kis mértékben tér el egymástól, míg Tarján-Móraváros között nincs eltérés az átlagértékekben (Δ). Megfigyelhető, hogy a belvárosi dózisteljesítmények átlagosan

37%-os valószínűséggel kisebbek, mint a többi városrészben kapott dózisteljesítmények (α). A dózisteljesítmények eloszlása 5 esetben egyértelműen 0,1%-os szignifikancia szint alatt tér el egymástól (α), tehát ezekben az esetekben nem a mérés hibájából adódik az eloszlások eltérése. Tarján és Móraváros esetében a Mann-Whitney U-próba szerint csak 16%-os az eltérés, eszerint a két eloszlás kevésbé különbözik egymástól. (A Mann-Whitney U-próba és a χ^2 -próba itt némileg ellentmond egymásnak, de figyelembe kell venni, hogy az egyik nem konkrét adatokkal, hanem rangokkal dolgozik, a másiknál viszont nem lehet valamennyi adatot figyelembe venni.)

Megfigyelhető, hogy a belvárosi terület dózisteljesítmény-átlaga kisebb, mint a többi városrészé. Földtani szempontból fontos, hogy míg a többi városrészben 0,5-2 m közötti a feltöltés vastagsága, addig a belvárosban átlagosan 2-4 m, de pl. a Tisza Lajos körút környékén az 5 m-t is eléri. Az egyes városrészekre vonatkozó részletes vizsgálatok azt adták, hogy a vastagabb feltöltésű területek felett magasabb a dózisteljesítmény. Ez ellentmond annak a ténynek, hogy a belvárosban mérhető a legkisebb dózisteljesítmény, holott itt a

legvastagabb a feltöltés. A belvárosi területen fontos eltérést jelent az is, hogy nagyon sok az alapincézett ház. Ilyen házak mellett a járdán mindig magasabb dózisteljesítményt mértünk, mint a pince nélküli házak esetében; feltételezhetően a pincéből kidiffundáló radon és leányelemei okozzák a felszínen mérhető többletsugárzást. Ezek alapján itt kellene tapasztalni a legnagyobb dózisteljesítményt, tehát ez is egy újabb ellentmondáshoz vezet. Egyedül az útburkolat hatása felel meg a tapasztaltaknak. A belvárosban a mérési pontok kb. 80%-a aszfaltborítású, míg ez az arány a többi területen kisebb. Az aszfalt, mint az a későbbikben tárgyalásra kerül, alacsonyabb dózisteljesítményt mutat, mint pl. a burkolat nélküli talaj.

A belvárosban kapott alacsony dózisteljesítmény tehát ellentétben áll azzal, ami a vastag feltöltés és az alapincézett házak alapján várható. Szintén meglepő eredmény, hogy Móraváros és Tarján dózisteljesítmény-átlaga tér el egymástól a legkevésbé, holott az egyik lakótelepi, a másik egy kertvárosi terület. A magyarázat megadásához további méréseket és pontosabb vizsgálatokat kell végezni, ami egy új kutatómunka célja is lehet.

Móraváros 657 mérési pontjából 267 a Kálvária téren található, ami nem beépített, zömébenfüves terület. A statisztikai elemzést ezért elvégeztem úgy is, hogy a móravárosi adatok között a Kálvária téren mért eredmények nem szerepeltek, és külön a Kálvária térre is (27. táblázat).

27. TÁBLÁZAT Móravárosi területek dózisteljesítményének leíró statisztikája

	Móraváros, Kálvária tér nélkül	Kálvária tér
Várható érték (nGy/h)	58,8	60,4
Medián (nGy/h)	55,9	60,3
Módusz (nGy/h)	51,3	61,3
Szórás (nGy/h)	14,0	10,6
Tartomány (nGy/h)	66,2	137,3
Minimum (nGy/h)	38,9	34,2
Maximum (nGy/h)	105,1	171,5
Csúcsosság	1,18	44,27
Ferdeség	1,11	4,34
Darabszám	390	267

A táblázat adatait összevetve látható, hogy a várható érték, a medián, és a szórás mértéke csak kismértékű eltérést mutat a tér és a beépített terület között. (A Cohen-féle hatásmérték nagysága 0,13.) A többi városrészszel történő összehasonlítást elvégeztem úgy is, hogy a

mórávárosi eredményekben nem szerepeltek a Kálvária téren mért adatok. A különböző tesztek azt adták, hogy a Kálvária tér adatainak elhagyása nem módosította az eltéréseket az átlagértékek és az eloszlások között, egyedül Móraváros és Tarján esetében nőtt kismértékben a különbözőség mértéke. Ez azt jelzi, hogy Móravároson - a területi átlagra nézve - nem elsősorban a burkolat típusa és a beépítettség a meghatározó a felszíni gamma-sugárzás tekintetében, hanem az altalaj jellemzői.

Egy-egy városrészen belül a dózisteljesítmények eloszlása az izovonalas térkép és az ún. osztályozott ponttérkép segítségével vizsgálható (2., 3., 4., 5., *melléklet*). Az osztályozott ponttérképen a mérési pontok jelölése színskálával történik, amely jelzi, hogy az adott pontban milyen dózisteljesítmény-intervallumba eső értéket mértünk. Ez lehetőséget ad annak az ábrázolására, mely területeken adódnak kicsi, átlagos, vagy éppen nagy dózisteljesítmények. Az így kapott térkép összevethető az építésföldtani térképpel, és így megállapítható, hogy az adott dózisteljesítményhez milyen földtani jellemző kapcsolódik. Természetesen ez a megállapítás az épített környezet, vagy az útburkolat hatását nem veszi figyelembe, így csak erősen közelítő jellegű.

28. TÁBLÁZAT Alsóváros alacsony és magas dózisteljesítményű részei

Dózisteljesítmény-átlag (nGy/h)	Hely
45 alatti	Rákóczi utca a Mátyás király térnél
	A Tisza L. u. és a Szabadsajtó u. több pontja
65-75	Váradi utca a Szabadsajtó u. és Mátyás király tér között
	Dobó utca a Váradi és a Kisfaludy u. között
	Pálfy utca a Dobó és a Szent Ferenc u. között
	Pásztor utca több pontja
75 fölötti	Pálfy utca a Borbás és a Szent Ferenc u. között
	Szabadsajtó u. és Pásztor u. sarok

Alsóváros (28. táblázat, 2. melléklet) magasabb dózisteljesítményű helyeiről elmondható, hogy valamennyien a Mátyás tér környékén fekszenek. Ez alapján megállapítható, hogy valószínűleg a tér kialakításakor alakult ki ez az állapot, feltehetőleg a környék építési feltöltése következtében. A földtani feltöltés vastagsága itt nem túl jelentős, 1-2 m közötti, de a tér építésekor megváltozhatott a talaj felső rétege. A tér észak-keleti oldala azonban igen magas, 3-4 m vastag humuszos feltöltéssel rendelkezik, erre a területre esik a legmagasabb dózisteljesítményt adó hely is.

29. TÁBLÁZAT A belváros alacsony és magas dózisteljesítményű részei

Dózisteljesítmény-átlag (nGy/h)	Hely
45 alatti	A Földvári utca és a Tisza L. krt. több pontja
	Bécsi krt. vége
	Az Apáca u. és a Szivárvány u.
65-75	Petőfi sgt. több pontja a Vitéz és a Batthyány u. között
	Bánomkert sor a Liliom utcánál
75 fölötti	Zászló utca
	Bokor utca a Szentháromság u. és a Boldogasszony sgt. között
	Bánomkert sor a Vasútállomásnál, és az Oldal-Bokor u. között

A belvárosban (29. táblázat, 3. melléklet) egyértelműen az tapasztalható, hogy a jelentősebb dózisteljesítményt mutató területeknél a feltöltés vastagsága igen magas, pl. a Zászló és a Bokor utcában 3-4 m közötti. A legmagasabb, 90 nGy/h fölötti dózisteljesítmények a Bánomkert soron mérhetők, ahol a feltöltés vastagsága 3,8 m. A legnagyobb, 5 m-nél vastagabb feltöltéssel rendelkező területen nem állt módunkban mérni, mivel ez a Klinika területe, de a földművek jelentős átalakítása miatt már valószínűleg nem lehetne nyomon követni a feltöltés hatását.

A feltöltés vastagságán kívül a belvárosban figyelembe kell venni azt is, hogy nagyon sok ház alatt pince van. Külön méréseket is végeztünk ennek kapcsán a Bokor utcában, és a következő eredmények adódtak. Zárt pinceablakok mellett 74-86 nGy/h dózisteljesítmények mérhetők az ablaktól kb. 0,5 méterre a járdán, nyitott pinceablakok esetében ugyanez az érték 95-110 nGy/h közötti. Ugyanazon ház nyitott pinceablaka mellett 30%-kal nagyobb dózisteljesítményt mértünk, mint zárt pinceablaknál. Az utca olyan részén, ahol nem alápincézett házak vannak átlagosan 55 nGy/h a dózisteljesítmény, vagyis a pincék mellett akár kétszeres is lehet a sugárzás mértéke. Minden bizonnyal a pincében összegyűlt radon diffundál be a talajba, ez okozza a többletsugárzást.

A Földvári utcában egy beépítetlen terület mellett adódott nagyon alacsony dózisteljesítmény, ez is bizonyítja az épületek hatását a mérhető sugárzásra. Hasonló okokból alacsonyak a Bécsi körút végén, egy játszótér mellett kapott értékek. Ez összhangban áll azzal a tapasztalattal, hogy több irányból érkező radioaktív sugárzás esetén a hatás összeadódik, pl. egy alagútban 60%-kal nagyobb a gamma-sugárzás mértéke, mint az ugyanolyan összetételű és állapotú talajfelületen (Akerblom et al., 2000).

A Bánomkert sor a város szélső utcája a vasúti töltés mellett, itt mérhető a legmagasabb sugárzás. A járda, ahol a méréseket végeztük, igen változatos anyagú, de jellemzően rossz minőségű. Előfordul - főleg a vasútállomás felől - téglajárda, vagy alap nélküli nagykavicsos aszfaltjárda egyaránt.

30. TÁBLÁZAT Móraváros alacsony és magas dózisteljesítményű részei

Dózisteljesítmény-átlag (nGy/h)	Hely
45 alatti	Kálvária sgt. tér körüli része
	Szekeres utca Csáktornyai u. felé eső szakasza
65-75	A Kálvária tér legtöbb pontja
75 fölötti	Pál u., Menhely u. több pontja
	Mura utca
	Kálvária tér északi oldala a Szende B. és a Menhely u. között

Magas értékek ott mérhetők *Móravárosban* (30. táblázat, 4. melléklet), ahol a feltöltés vastagsága a környékre jellemző 0,5-1 m helyett 1,5-2 m. Meg kell azonban jegyezni, hogy a Mura utcai rész mocsaras terület volt, így az eltérésben nem csak a feltöltés vastagsága játszhat szerepet. A Kálvária tér északi részén egy-egy pontban adódott az átlagnál kétszer nagyobb dózisteljesítmény. Ilyen lokális eltérés többnyire akkor lép fel, ha valamilyen idegen anyag került az eredeti fedőtalajba, pl. feltöltésként használt erőművi salak.

31. TÁBLÁZAT Tarján alacsony és magas dózisteljesítményű részei

Dózisteljesítmény-átlag (nGy/h)	Hely
75 fölötti	A József Attila sgt. több pontja
	A Budapesti körút több pontja
	Budapesti körút-József A. sgt. sarok a szakközépiskola mellett
	Víztorony tér több pontja
	Futballpálya a Hajlat utcában

Tarjában igen elszórtan helyezkednek el a kis, ill. nagy dózisteljesítményű pontok. Magas dózisteljesítmény mérhető pl. a József Attila sgt. - Budapesti körút kereszteződésnél (31. táblázat, 5. melléklet), ahol 2,6 m a feltöltés vastagsága, míg erre a területre a 0,5-1 m magas feltöltés jellemző. A Víztorony tér és környékén azonban csak 0,8 m magas feltöltés található, tehát itt nem a feltöltés az oka a magasabb aktivitásnak. Figyelembe kell viszont venni a tér kialakítása miatti jelentős tereprendezeit, átalakítást. A Víztorony téren lévő

autóbusz-pályaudvar nagy forgalmú terület, ezért az útburkolatának kialakításakor igen mély földművet kellett kialakítani, valamint vastag betonstabilizációt kellett alkalmazni. Ezért ezen a területen az eredeti altalaj sugárzása már kevésbé követhető nyomon.

A Tarjánban tapasztalt legnagyobb értékek közül kettőt (140,0 és 135,6 nGy/h) egy játszótér kavicságyában mértük, egyértelműen ennek a kavicsnak tulajdoníthatóan. További magas dózisteljesítményű pontok (pl. 91,5; 99,9; 104,4; 116,8 nGy/h) találhatók a Hajlat utcában, egy futballpálya területén.

Hazánkban a lakosság természetes és mesterséges eredetű sugárterhelésének vizsgálata, a 275/2002. Kormányrendelet értelmében, az Országos Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer (OKSER) feladata, amelynek hivatali szerve az OKK OSSKI keretein belül működő OKSER Információs Központ. Az OKSER célja többek között a környezeti elemekben - így a talajban is -, az építőanyagokban, az élelmiszerekben található radioaktív izotópok aktivitáskoncentrációjának a mérése; a szabadban és az épületekben kialakuló radonszint megadása; valamint a környezeti sugárzás dózisteljesítményének a meghatározása. Ennek megfelelően az OSSKI többek között vizsgálja a levegőből kihulló összbeta-aktivitást, a talajfelszíni aktivitást, valamint a környezeti gamma-dózisteljesítményt. A Szeged területén kapott 51,8–59,3 nGy/h dózisteljesítmény - összevetve az OSSKI által Magyarországon nyílt térben mért 87 nGy/h átlagértékkel - azt mutatja, hogy Szeged területén alacsonyabb a talaj sugárzási szintje, mint az országos átlag. (Meg kell azonban említeni, hogy az OSSKI mérései nem a talajszinten, hanem 1 méter magasan történtek.) A kapott eredmény összhangban áll azzal, hogy Szegeden és környékén homoktalajok, mezősegi talajok, öntéstalajok és szikesek a fő talajtípusok, amelyek összetételüknél fogva alacsony radioaktivitással rendelkeznek.

Magyarországon a 16/2000. EüM rendelet foglalkozik a lakosság tagjaira vonatkozó dóziskorlátokkal. Ez a rendelet a mesterséges forrásokból származó sugárterhelésre ad meg korlátot, eszerint annak mértéke nem haladhatja meg az évi 1 mSv-et, az orvosi beavatkozás dózisértékein túlmenően. A természetes háttérsugárzásra vonatkozóan ez a rendelet nem határoz meg dóziskorlátot. Két környezetvédelmi szabvány foglalkozik a talaj radioaktivitásával - az MSz 19400:1986 a talaj, valamint a folyó-, tó-, tengerüledékek ⁹⁰Sr-tartalmának mintavételes eljárással történő meghatározására; az MSz 19358-1:1988 pedig a fallout béta-, valamint gamma-sugárzó radioaktív izotópok összbeta- és összgamma-aktivitásának mérésére vonatkozik -, határértéket azonban egyik szabvány sem fogalmaz meg.

7.4. Útburkolatok hatása a felszíni gamma-sugárzásra

A talajfelületeken, útburkolatokon mérhető aktivitást több tényező is meghatározza, így többek között:

- az alaptalaj radioaktivitása,
- az útburkolat sugárzásárnyékoló és radonszigetelő hatása,
- az útburkolattól származó sugárzás,
- az épített környezet hatása.

Az alaptalaj hatása elsősorban a radonon keresztül érvényesülhet, hiszen a jellemzően 40-50 cm vastag útburkolati rétegen a gamma-sugárzás már nem jut át. A radon viszont a pórusokon könnyen feljuthat, leányelemei megkötődhetnek a talaj, vagy az útburkolat szemcséin, ami növeli a felületi aktivitást. Ha az útburkolat elzárja a radon útját, a bent rekedő radon még jobban növeli a felszíni dózisteljesítményt. Figyelembe kell venni, hogy maga az útburkolati anyag is bocsáthat ki radioaktív sugárzást és azt is, hogy a burkolat árnyékolja a talaj gamma-sugárzását. A felsorolt hatások mértékétől függ, hogy az útburkolat növeli, vagy csökkenti egy terület gamma-dózisteljesítményét.

A városi forgalomnak leginkább az öntött aszfalt útburkolatok felelnek meg, felépítésüket a 6. ábra mutatja.

burkolat	kopóréteg	öntött aszfalt, homokkal és apró zúzott kővel	3 cm
	kötőréteg	K-20, kis töltőanyag-tartalmú aszfalt	4 cm
alap	bitumenes felsőalap	U-35, meleg bitumenes kavics	10 cm
	stabilizált alsóalap	B-100, betonalap	15 cm
földmű	földmű, v. javítóréteg	90%-osan tömörített talaj	min. 50 cm

6. ábra Az aszfalt útburkolat szerkezeti felépítése

Az öntött aszfalt nagy mennyiségben tartalmaz mészkőlisztet, zúzott és természetes homokot, valamint max. 5-8 mm szemcseméretű zuzalékot. Kötőanyagként NB-30-as kemény bitument használnak néhány százalékos feleslegben, így a bitumen a hézagokat teljesen kitölti. A kötőréteg (K-20) max. 20 mm-es szemcseméretű adalékanyagot tartalmaz igen kis mennyiségben, kötőanyaga NB-130-as lágy bitumen. A felsőalap (U-35) NB-90-es lágy bitumen kötőanyagú, adalékanyaga max. 35 mm szemcseméretű kavicsos homok.

Alsóalapként cementes stabilizációt alkalmaznak az eredeti talaj felhasználásával, amihez előzőleg aprítani kell a talajt, majd a stabilizálás után 90-95%-osra tömöríteni (Szandtner, 1976).

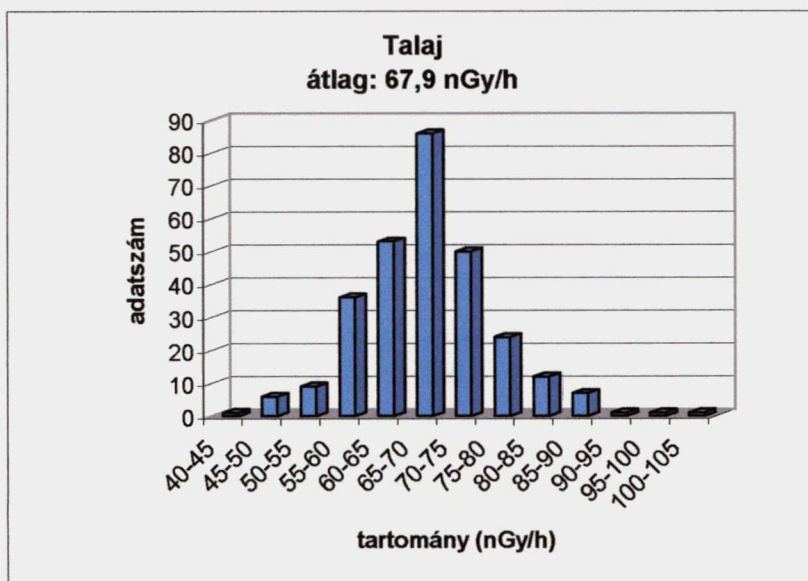
7.4.1. A különböző fedettségű területek gamma-dózisteljesítményének vizsgálata

2000-ben Tarján városrészben vizsgáltuk a talaj, a füves területek, valamint az aszfaltburkolatok felett mérhető összgamma-dózisteljesítményt (32. táblázat, 7. ábra).

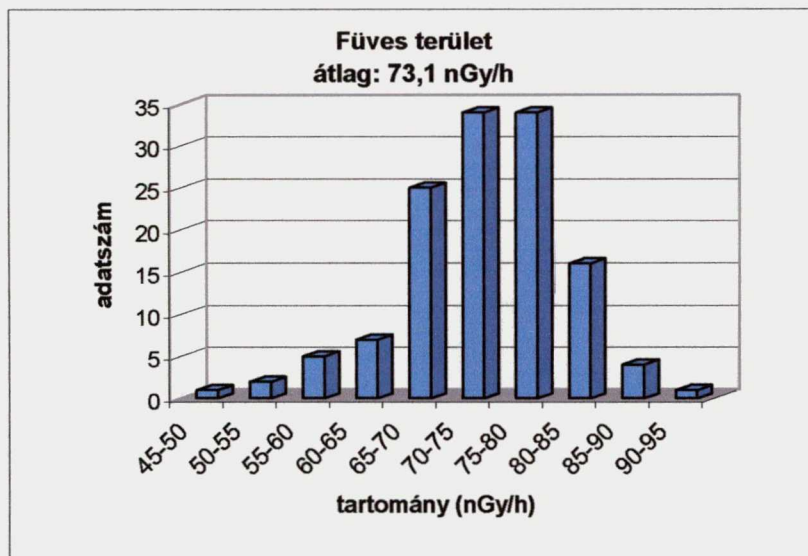
32. TÁBLÁZAT Különböző tarjáni területeken mért gamma-dózisteljesítmények leíró statisztikája

	Talaj	Füves terület	Aszfalt
Várható érték (nGy/h)	68,0	73,1	55,2
Medián (nGy/h)	67,1	73,6	53,8
Módusz (nGy/h)	66,0	77,4	57,0
Szórás (nGy/h)	9,9	12,32	9,9
Tartomány (nGy/h)	91,1	131,6	69,7
Minimum (nGy/h)	41,8	46,2	34,7
Maximum (nGy/h)	132,9	177,8	104,4
Csúcsosság	9,18	43,26	1,98
Ferdeség	1,74	5,02	1,09
Darabszám	280	121	673

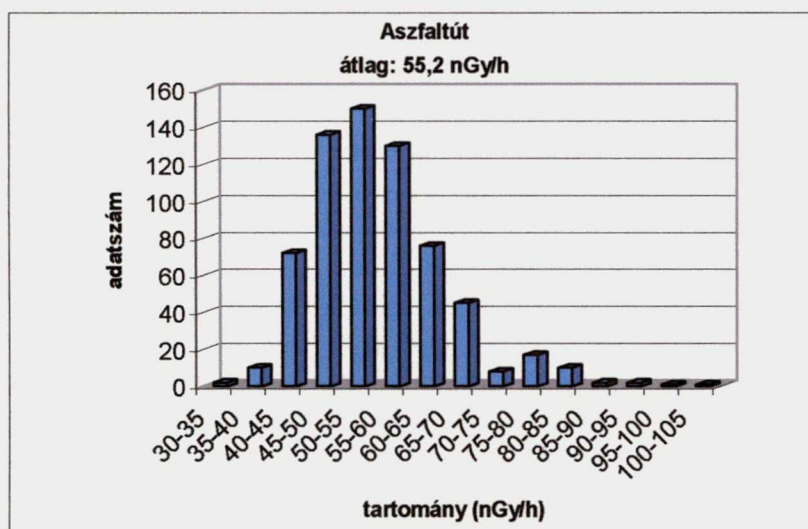
A.



B.



C.



7. ábra A dózisteljesítmények eloszlása különböző tarjáni területeken

A mérések szerint az aszfaltburkolat felett mérhető a legkisebb, a füves területeken pedig a legnagyobb dózisteljesítmény. Az aszfaltréteg tehát szigeteli a talaj sugárzását, a burkolat saját sugárzása ehhez képest kisebb mértékű. A füves területeken mérhető nagyobb intenzitás a növényzet által megkötött ⁴⁰K-nak, ⁹⁰Sr-nak, ²¹⁰Po-nak és ¹⁴C-nek is köszönhető.

A statisztikai vizsgálatok eredményeit a 33. táblázat tartalmazza.

33. TÁBLÁZAT Különböző területtípusok dózisteljesítményeinek összehasonlítása Tarjánban

Területtípusok	Δ	a	Mann-Whitney U-próba		χ^2 -próba		
			z	α (%)	χ^2	f	α (%)
füves terület-aszfaltút	1,60	0,81	-14,2	<0,1	269,3	8	<0,1
talaj-aszfaltút	1,28	0,70	-16,7	<0,1	332,9	10	<0,1
füves terület-talaj	0,47	0,37	-5,7	<0,1	56,0	8	<0,1

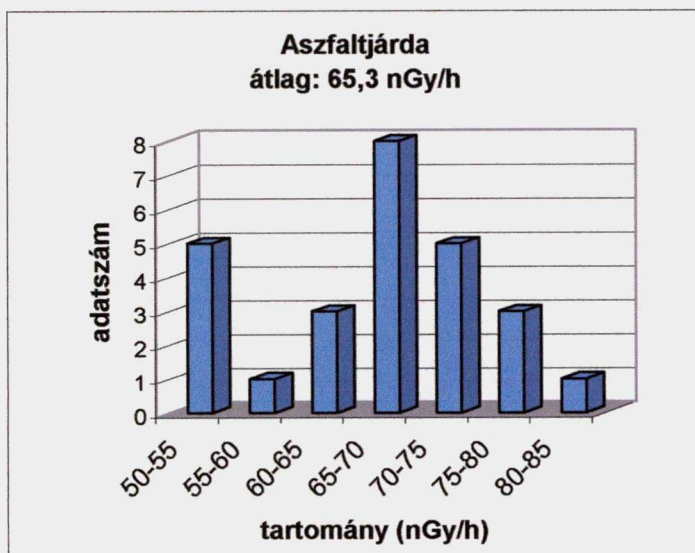
Legnagyobb eltérés a füves- és az aszfaltburkolatú területek dózisteljesítmény-átlaga között tapasztalható. A füves terület és a talaj dózisteljesítmény-átlaga közepesen eltérő, a dózisok eloszlása viszont szignifikánsan különbözik egymástól.

Hasonló méréseket végeztünk a *Kálvária tér* területén is, ahol az aszfaltburkolatos járda és a füves területek dózisteljesítményét lehetett összehasonlítani (34. táblázat, 8. ábra).

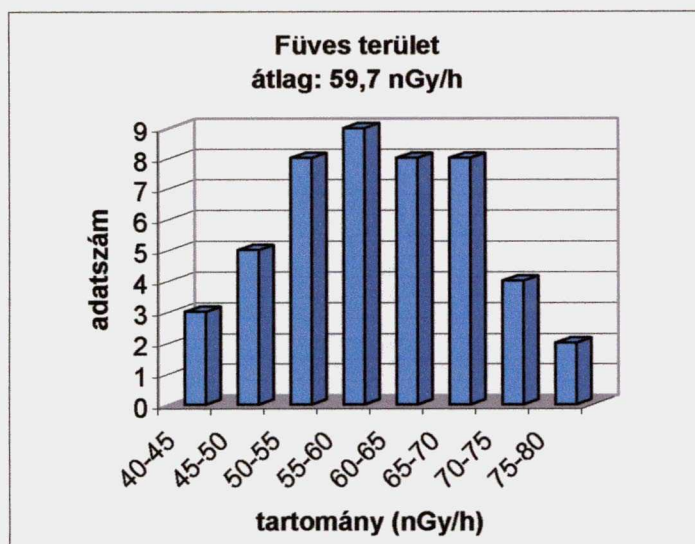
34. TÁBLÁZAT A gamma-dózisteljesítmények leíró statisztikája a Kálvária tér különböző területein

	Füves terület	Aszfaltjárda
Várható érték (nGy/h)	59,7	65,3
Medián (nGy/h)	59,8	66,7
Módusz (nGy/h)	54,4	65,7
Szórás (nGy/h)	8,9	10,3
Tartomány (nGy/h)	37,2	44,3
Minimum (nGy/h)	40,9	37,8
Maximum (nGy/h)	78,1	82,1
Csúcsosság	-0,49	0,59
Ferdeség	0,07	-0,86
Darabszám	47	26

A.



B.



8. ábra Dózisteljesítmények eloszlása a Kálvária tér különböző területein

35. TÁBLÁZAT Különböző területtípusok dózisteljesítményeinek összehasonlítása a Kálvária téren

Területtípusok	Δ	a	Mann-Whitney U-próba		χ^2 -próba		
			z	α (%)	χ^2	f	α (%)
aszfaltjárda-füves terület	0,58	0,34	-2,48	2	6,5	5	25

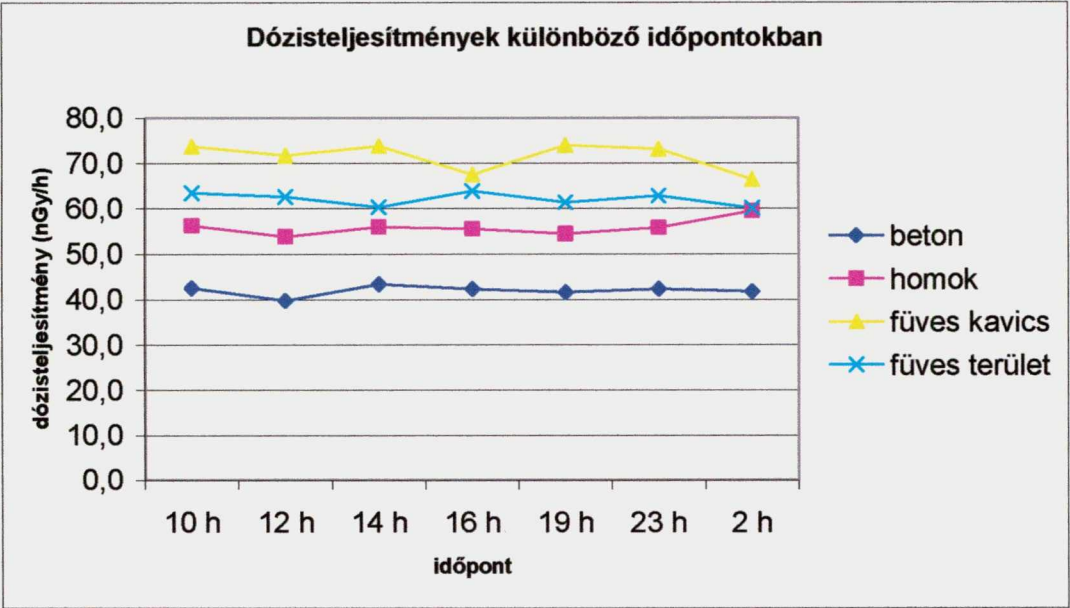
Az összehasonlító tesztek eredményei (35. táblázat) azt mutatják, hogy az aszfaltjárda és a füves terület dózisteljesítmény-átlaga közepesen tér el egymástól. Tarjánban az aszfalt útburkolat és a füves területek között nagymértékű az eltérés adódott. A dózisteljesítmények

eloszlása is kevésbé eltérő az aszfaltjárda-füves terület összehasonlításban, mint az aszfaltút-füves terület viszonylatban. A kisebb eltérés abból adódik, hogy az aszfaltjárda vastagsága fele az aszfalt útburkolaténak, és a hozzá tartozó földmű is kisebb mélységű (9. ábra).

járdaaszfalt	öntött aszfalt, kevés töltőanyaggal, lágy bitumenből	2-3 cm
betonalap	B-100 beton	10 cm
földmű	tömörített talaj	20-40 cm

9. ábra Aszfaltjárda szerkezeti felépítése

2000 márciusában egy *Bécsi körüti társasház* környezetében került sor összgamma-sugárzás mérésre (36. táblázat). A mérési pontok között szerepelt pl. füves terület, aszfaltjárda, betonút, kavicsos terület, bitumenes útjavítás. A méréseket több alkalommal, 18 óra alatt 7 különböző időpontban is elvégeztük. Így lehetőség nyílt a napi átlagos dózisteljesítmény megadására, valamint a dózisteljesítmény-idő függvény felvételére is. A különböző jellegű mérési pontokban jelentősen, a szórást többszörösen meghaladó mértékben nem változott a dózisteljesítmény a nap folyamán (10. ábra).



10. ábra Különböző típusú mérési pontok dózisteljesítménye az idő függvényében

36. TÁBLÁZAT Mérések egy Bécsi körüti társasház környékén (7×3 mérés pontonként)

Terület	Megjegyzés	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
		átlag	medián	szórás
fűves	3. társasház előtt, járda mellett	50,0	50,0	2,0
fűves	3. társasház mögött	56,0	56,1	0,9
fűves	magánház előtt	92,1	91,2	4,4
fűves	magánház előtt	64,0	66,1	5,6
fűves	2. társasház előtt	48,4	48,0	1,7
tömör kavics	kavicssal feltöltött terület, hinta előtt	119,9	124,6	11,9
kavics	kavicssal feltöltött terület, hintától 1 m-re	94,5	95,4	3,3
fűves kavics	kavicssal feltöltött terület, hintától 2 m-re	98,9	99,8	5,6
fűves kavics	hintától 3 m-re	51,5	50,1	3,5
kavics	kavicsshalom teteje, 30 cm magas, hinta közelében	87,6	86,7	3,6
fűves kavics	kavicsshalom teteje, 30 cm magas, hintától 1 m-re	82,8	88,0	9,7
fűves kavics	kavicsshalom teteje, 30 cm magas, hintától 2 m-re	52,7	52,8	1,7
homokos talaj	járda mellett	49,7	48,6	2,1
laza homok	csúszda mellett	55,7	55,6	1,9
tömör homok	csúszda végén	62,3	62,2	2,7
aszfaltjárda		41,7	41,4	1,2
beton tető	telefoncsatorna felett	41,4	40,1	4,8
beton	ház betonlépcsője	38,0	37,3	2,0
beton	parkoló vége	41,3	41,3	2,0
bitumen	bitumenes útjavítás	44,7	42,9	4,2
talaj		47,0	49,0	4,7

A mérési eredmények alapján a következő megállapítások tehetők:

- A fűves területeken mérhető összgamma-dózisteljesítmény 48,4 és 92,1 nGy/h közötti, tehát igen eltérő. A kiugróan magas érték egy új építésű magánház előtt adódott, ahol építőanyag-maradékot helyeztek el egy kb. 30 cm×40 cm-es területen.
- A társasház játszóterén a hinta környékét kavicssal töltötték fel. Az itt használt kavics viszonylag magas aktivitású; minél nagyobb volt a kavics:talaj arány, annál nagyobb sugárzás adódott. A hinta előtti erősen letaposott kavics magasabb dózisteljesítményű, mint a hintától

3 méterre lévő. Ennek két oka van: egyrészt a letaposás miatt a hinta közelében jóval tömörebb a kavics, másrészt a hinta előtt kirugdosták a talajt a kavicszemek közül.

- A homok esetén is jól megfigyelhető, hogyan növeli a tömörítés a sugárzás mértékét. A csúszda végében lévő erősen összenyomott homok pl. 12%-kal nagyobb átlagsugárzású, mint a csúszda melletti lazább homok.

- Ezen a területen az aszfalt és a betonburkolat fölött mérhető dózisteljesítmény nem mutatott lényegi különbséget.

- A betonlépcső, a betonút és a telefoncsatorna beton fedőlapja feletti dózisteljesítmény megegyezik. A csatornák felett mérhető sugárzás - a csatornafedő anyagán kívül - attól függ, hogy milyen a csatorna szellőzése. A jól szellőző csatornák felett - hasonlóan, mint a jól szellőző pincék feletti lakásokban - kisebb a sugárzás mértéke. A szellőztelen csatornák felett viszont nem mérhető kisebb sugárzás, mert ugyan a talaj gamma-sugárzása ilyen esetben kevésbé érvényesül, de a csatornában felgyülemlett radonnal és a leányelemeivel is számolni kell.

- Az erősen beépített területeken, mint ezt a mérés is mutatja, sokkal kisebb területi homogenitás mutatkozik, mint pl. egy park, vagy egy nem lakott terület esetében. Ennek egyik oka, hogy a sűrű beépítettség miatt jelentős hatása van az épületek melléksugárzásának is. Másrészt az építkezések során módosul a talaj összetétele, pl. az építkezésből ott maradt anyagok miatt, valamint változik a talaj tömörsége is. Sok esetben igen erős helyi anomáliák is adódhatnak ebből, mint pl. Móravárosban a Kálvária téren.

2000 telén 14 pontban végeztünk méréseket 4 különböző alkalommal. A mérési helyek között szerepelt egy bécsi körúti játszótér 3, a JGYTFK sportpályája 9, és az Aradi vértanúk tere valamint a Dóm tér egy-egy mérési ponttal (37. táblázat).

37. TÁBLÁZAT Téli mérések különböző időpontokban, különböző helyeken (szórás 1,1-5,9 nGy/h)

Hely	Dózisteljesítmény-átlag (nGy/h)			
	II. 25. 13-15 óra 7°C	III. 18. 15-16 óra 9°C	III. 11. 16-17 óra 11°C	II. 11. 12-14 óra 10 cm hó 2°C
játszótér, keleti oldal, fák között	52,1	51,7	53,3	51,6
játszótér, déli oldal, fák között	37,3	40,2	42,8	45,0
játszótér, homokozó	37,5	36,7	37,6	45,6
sportpálya, alaptalaj	49,7	50,1	48,9	69,4
fűves futballpálya, kapuk között	31,5	32,7	29,0	41,8
fűves futballpálya, gólvonaltól 20 méterre, a pálya szélétől 10 méterre	29,2	32,7	29,5	36,9
fűves futballpálya, gólvonaltól 20 méterre, a kapufa vonalában	50,2	53,1	48,9	59,8
fűves futballpálya széle	76,0	79,4	73,3	114,4
salakos futópálya belső oldala	82,1	90,4	88,7	153,3
salakos futópálya külső oldala	63,1	66,9	63,8	93,4
salakhalom oldala	53,6	55,3	56,3	75,1
gumilap	15,6	15,6	14,9	16,9
Aradi vértanúk tere, kút mellett	31,8	36,7	34,9	42,3
Dóm tér közepe	30,4	35,5	33,2	31,6 (nincs hó)

Az első három oszlop adatai alapján a következő megállapítások tehetők:

- A homok sugárzása a vártak megfelelően alacsony.
- Ugyanazon játszótér két különböző, látszólag azonos talajviszonyokkal rendelkező pontjában mért dózisteljesítmény jelentősen eltér, valószínűleg az alsóbb rétegekbe került homoknak köszönhetően.
- A futballpálya kitaposott részén, a 16-os vonal közelében, 1,7-szer nagyobb a dózisteljesítmény, mint a kevésbé tömörített részekén, pl. a kapuban és a pálya külső felén.

- A füves futballpályán igen kicsi a dózisteljesítmény, viszont a pálya szélén magas értékek adódtak. A futballpályát közvetlenül egy salakos futópálya veszi körül, melynek dózisteljesítménye kb. kétszer nagyobb, mint a pálya belső pontjain mért átlagos érték. A pálya építéskor salak került a futballpálya szélére, ill. használatkor ma is kerül, ez okozza a nagyobb sugárzást.

- A salakos futópálya belső oldalán átlagosan 1,4-szer nagyobb a dózisteljesítmény, mint a külső oldalon. A belső pálya ugyanis jobban összetaposott, jobban tömörített, mint a külső.

- A salakos futópályán mérhető dózisteljesítmény átlagosan 1,4-szer nagyobb, mint a 70 cm magas salakhalmon. Az eltérés abból adódik, hogy a salakhalom kicsi tömörségű, míg a pályán lévő salak erősen tömörített. Ezenkívül a salakhalom már egyéb anyagokat, pl. talajt is tartalmaz.

- A tereken használt díszkövek sugárzása kismértékű.

Az eltérő mérési időpontok tekintetében külön figyelmet érdemel a II. hó 11-ei mérés, amikor (a Dóm tér kivételével) 10 cm-es hó borította a mérési helyeket. A méréseket a hóréteg felett 5 cm-rel végeztük. A legtöbb esetben nagyobb értékek adódtak, mint a másik három, hómentes időpontban. A havas és hóborítás nélküli mérések arányának átlaga: talajon 1,2; homoknál 1,2; az Aradi vértanúk terén 1,2; a futballpályán belül 1,25 - kívül 1,5; a salak futópályán kívül 1,4 - belül 1,8. Ezek az adatok azt jelzik, hogy nagyobb eredeti aktivitás esetén a hóréteg nagyobb mértékben növeli a sugárzást. A Dóm téren nem volt hó, itt ezen a napon is alacsony dózisteljesítmény adódott. A hórétegnek kettős hatása van a talaj gamma-sugárzására: egyrészt valamelyest árnyékolja a gamma-sugárzást, másrészt jelentősen gátolja a radon kijutását, ami növeli a mért aktivitást. Mindkét hatás akkor jelentősebb, ha fagyott, jeges a hó, mint az adott esetben is. Méréseink azt igazolták, hogy a radonszigetelő hatás jóval erősebb, mint a gamma-sugárzást árnyékoló hatás. A gumilapnak nincs jelentős sugárzása, és önmagában is jól szigeteli a radont, ennek megfelelően a szórást meghaladó eltérés nem mutatkozott a hóréteg hatására.

7.4.2. Az egyes útburkolati rétegek gamma-dózisteljesítményének vizsgálata

Az utak felületi sugárzásának mérésére először 2004 őszén nyílt lehetőség a Budai Nagy Antal utcában - a csatornázási munkálatok befejezését követően -, valamint az M5-ös út építésénél Dorozsma közelében. Ekkor a különböző útépitési fázisokban külön lehetett vizsgálni a burkolatrétegek aktivitását: az altalaj, a földmű, a kész aszfalt és a betonburkolat felett mérhető sugárzást. A mérést közvetlenül a felületek fölött végeztük el, igyekeztünk minél több, közel azonos építési fázisban lévő mérési pontot felvenni, maximum 5 méteres távolságon belül. A Budai Nagy Antal utcában kapott mérési eredményeket a 38. táblázat tartalmazza.

38. TÁBLÁZAT Mérések a Budai Nagy Antal utcában (15 mérés pontonként)

Anyag	Megjegyzés	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
		átlag	medián	szórás
alaptalaj	eredeti talaj	58,9	58,7	4,8
törmelékes talaj	a csatornázás után feltöltve, döngölve	65,9	66,4	3,0
homok	a csatornázás után feltöltve	51,5	51,2	2,2
aszfalt	fel nem bontott, eredeti aszfalt	75,8	75,6	2,5
beton	a csatornázás utáni feltöltés + 15cm beton	51,8	51,9	3,1

A csatornázási munkák után végzett mérések alapján a következő megállapítások tehetők:

Az útburkolattal ellátott szakaszokon a sugárzás mértéke 30%-kal nagyobb volt, mint az alaptalajé. Ez magyarázható magának a burkolatnak a radioaktív sugárzásával, de figyelembe kell venni a talajból származó és a burkoló rétegben megkötődött radon leányelemek hatását is.

- A homokfeltöltés aktivitása a vártak megfelelően alacsony.
- A csatornázás után stabilizátorként használt betonréteg felett 35%-kal kisebb sugárzás mérhető, mint az eredeti aszfaltburkolatú helyeken. Ennek oka a burkolat anyagi összetétele. A beton ugyanis kb. 70%-ban mészkövet tartalmaz, csak 25%-ban agyagot, és 5%-ban ásványi töltőanyagot. Az aszfalt viszont a töltőanyagokon kívül bitumenből áll, emiatt némi uránt és rádiumot is tartalmaz, ebből adódik a jelentősebb aktivitása.
- A csatornázás során visszatöltött talaj sugárzása nagyobb, mint az eredeti talaj sugárzása, de az eltérés kisebb, mint a szórás. A talaj a radioaktív anyagok eloszlása szempontjából nem teljesen homogén, így akkor sem várható teljesen azonos aktivitás, ha a feltöltéshez az eredeti



talajt használták. A kivett talaj szerkezete is jelentősen megváltozhat: a kiásás során lazább, hézagosabb lesz a talaj, a visszahelyezést követően tömörödik.

- A csatornacső behelyezése lényegesen nem csökkentette az útburkolaton mérhető aktivitást. Ennek magyarázata:

- o a csatornacső átmérője mindössze 0,2 m a föcső, és 0,12 m a bekötőcső esetén,
- o a csövek viszonylag nagy, 2-4 méteres mélységben húzódnak.

Az M5-ös út dorozsmai csatlakozásánál is hasonló méréseket végeztünk (39. táblázat).

39. TÁBLÁZAT Mérések az M5-ös út építésénél Dorozsma közelében (15 mérés pontonkén)

Anyag	Megjegyzés	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
		átlag	medián	szórás
alaptalaj	szántó széle	62,3	61,8	1,9
új úttest	kopóréteg nélkül	69,0	69,6	2,5
díszburkolat	beton	35,1	35,0	1,0
homok	dísztegla alatt	38,3	38,5	2,5
homok	80 cm magas feltöltés	32,2	33,2	1,8

- A mérések alapján a következők állapíthatók meg:
- Az új úttest magasabb radioaktivitást mutat, mint az eredeti talaj.
 - A beton díszburkolat felett kis dózisteljesítmény mérhető. Ez részben a sugárzásárnyékoló hatásnak köszönhető - a talaj sugárzását 10 cm vastag díszburkolat 25%-kal csökkenti -, de elsősorban a beton összetételéből adódik.
 - A homok esetében itt is megfigyelhető, hogyan módosítja a dózisteljesítményt az anyag tömörsége. A feltöltésként használt homok radioaktivitása 20%-kal kisebb, mint a dísztegla alatti, ugyanazon eredetű, de tömörített homoké.

2005 őszén a Klinikakertben a kicserélték a gázcsöveket, így útburkolat-felbontásra, majd újra aszfaltozásra került sor. Lehetőség nyílt a felbontásból származó talaj, aszfalt és betonstabilizáció mérésére is, így az is megfigyelhető, hogy a beépítés hogyan hat az útburkolásnál használt anyag gamma-sugárzására (40. táblázat).

40. TÁBLÁZAT Mérések a Klinikakertben 2005 őszén (10-15 mérés pontonként)

Anyag	Megjegyzés	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
		átlag	medián	szórás
eredeti talaj	alaptalaj	57,4	57,8	4,9
eredeti talaj	1 m magas halom, száraz	50,9	49,1	4,5
eredeti talaj	1 m magas halom, nedves	56,2	55,3	1,7
eredeti aszfalt	az eredeti úton	75	75,5	5,3
aszfalt	felvert aszfaltlap, 10 cm vastag	53,1	54,0	1,9
homok	1,5 m mély feltöltött gödör,	54,2	53,8	1,8
beton	25 cm vastag betonstabilizációs lapok halomban,	41,9	42,7	3,2
beton	25 cm vastag betonstabilizáció az úton,	48,4	49,7	4,1
új aszfalt	az új úton, kopóréteg nélkül, 8 cm vastag	50,4	51,2	2,4
magasított járda	vastag betonréteg + aszfalt	43,5	44,1	3,5

A mérési eredmények értelmében a következőket állapíthatók meg:

- Az eredeti talaj sugárzása ezen a területen 25%-kal kisebb, mint az eredeti aszfalté.
- Az új útburkolat sugárzása 40%-kal kisebb, mint az eredeti aszfaltúté.
- A száraz, kiásott talajhalom sugárzása kisebb, mint az eredeti talajé, ami a lazább szerkezettel magyarázható, bár ez az eltérés mindössze 10%-os.
- A nedves, kiásott talajhalom sugárzása megegyezik az eredeti talaj sugárzásával és nagyobb, mint a száraz halomé. A nedves talaj ugyanis tömörebb, mint a száraz, tömörsége közel azonos az eredeti állapotú talajével.
- A felvert aszfaltlapok felett 30%-kal kisebb sugárzás mérhető, mint az aszfaltút felett. Ez azt igazolja, hogy nem elsősorban magának az aszfaltnak a radioaktivitása a jelentős, inkább a radonszigetelő hatása.
- A homokkal feltöltött gödör és az eredeti talaj aktivitása közel megegyezőnek adódott. A gödör kb. 50 cm széles, így itt mindenképpen figyelembe kell venni a gödör falából, vagyis a talajból származó sugárzást is.

- Az új betonstabilizáció felett 15%-kal nagyobb sugárzást mértünk, mint a régi útburkolat felbontott betonlapjai fölött. Ennek magyarázata egyrészt, hogy nem azonos betonmintáról van szó, másrészt a beton radonszigetelő hatása miatt is adódhat nagyobb sugárzás a beépített beton fölött.
- Az új betonstabilizáció fölött közel akkora a sugárzás mértéke, mint a ráhúzott aszfaltréteg fölött. A kisterhelésű utaknál ugyanis, mint jelen esetben is, az alsó útalap fölé csak néhány cm vastag, egyszeres aszfaltréteget húznak, ezért kicsi a két réteg sugárzása közötti különbség.
- A járda dózisteljesítménye a vártak megfelelően kicsinek adódott, hiszen vastag betonréteg az alapja, melyre egy vékony aszfaltréteg kerül.

2006 januárjában újra mértünk ezen a területen (41. táblázat). A kapott dózisteljesítmények természetesen nem egyeztek meg a 2005 ősziekkel, hiszen az időjárási viszonyok is különbözőek voltak. Valamennyi dózisteljesítmény kisebb volt az őszi értékekhez képest, ami annak köszönhető, hogy hidegebb időben a radon jobban kiszökik a talajból - ha száraz az út és a talaj, valamint nincs fagy, mint ebben az esetben is -.

41. TÁBLÁZAT Mérések a Klinikakertben, 2006. január

Anyag	Megjegyzés	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
		átlag	medián	szórás
eredeti talaj	alaptalaj	36,5	36,6	2,0
eredeti aszfaltút	eredeti út	55,7	55,3	1,8
javított eredeti aszfaltút	vastag bitumenréteg a tetején	43,6	43,8	2,0
új aszfaltút	kopóréteggel ellátott	47,8	48,1	2,5
magasított járda	vastag betonrétegen aszfalt	37,8	38,9	1,8

Az új aszfaltszakasz dózisteljesítménye ekkor 15%-kal adódott alacsonyabbnak a mellette lévő eredeti aszfalthoz képest. Az eredeti aszfaltutat itt aprókavicsos kopóréteg borítja, míg egy másik szakaszán javításként vastag bitumenréteget öntöttek rá. Ez az javított útrész 20%-kal kisebb dózisteljesítményt mutatott, mint az eredeti aszfalt. Egy útjavítás tehát jelentős mértékben képes az út felületi dózisteljesítményét megváltoztatni, akkor is, ha az útalap is kicserélődik, de akkor is, ha csak új réteg kerül a tetejére.

2005 őszén a szegedi Új-Petőfi telepen végzett csatornázási munkálatok során volt lehetőség méréseket végezni (42. táblázat).

42. TÁBLÁZAT Mérések Új-Petőfi telepen (15 mérés pontonként)

Terület	Megjegyzés	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
		átlag	medián	szórás
szórt kőborítás	zúzott kő + folytonos szemeloszlású kavics, 47-es út mellett	27,1	27,2	1,6
eredeti talaj	47-es út mellett	72,4	73,4	3,4
eredeti talaj	47-es út mellett	54,0	53,5	1,7
eredeti talaj	47-es út mellett	75,5	75,6	1,6
töltésoldal	47-es út mellett	54,2	54,7	1,8
eredeti talaj	Balatoni utca	65,3	65,1	1,0
szórt kőborítás	zúzott kő + folytonos szemeloszlású kavics, Balatoni utca	31,5	31,5	1,7
eredeti talaj	Kürt utca	56,2	56,2	1,9
földes út	Kürt utca, csatornázás előtt	52,8	52,8	0,7
betemetett út	Kürt utca, csatornázás után	77,5	76,7	3,5

A mérési eredmények értelmében:

- Az eredeti talaj dózisteljesítménye a 47-es út mentén, a töltés mellett erősen változó, ami a feltöltő talaj inhomogenitását igazolja.
- Az eredeti útburkolatot képező szórt kőborítás sugárzása kicsi. A szórt kőburkolat a talaj felett mérhető sugárzást nagymértékben csökkenti, a Kürt utcában 50%, a 47-es út mentén 60% az átlagos csökkenés mértéke.
- A csatornázás után visszatemetett, teljes magasságig feltöltött földes út sugárzása 50%-kal nagyobb, mint az eredeti sugárzás volt. A visszatemetéskor az addig 0,5-1 m mélyen lévő talajréteg került felülre, ennek a rétegnek a radioaktívanyag-tartalma pedig nagyobb, mint az eredeti felső rétege volt. A mélyebb rétegekbe ugyanis a csapadékkal

bemosódnak a radioaktív anyagok, mind a csapadékkal kihulló, mind a felszínre előzőleg lerakódott szennyeződések.

Az építőanyagokhoz hasonlóan az útépitőanyagok radioaktivitásának korlátozásra sincs még hazánkban szabályozás. Az ún. újrahasznosított betonadalékanyagokra vonatkozó irányelvek között azonban szerepel, hogy nem szabad adalékanyagként alkalmazni:

- kazánsalakot,
- azokat a radioaktív salakokat, amelyek radioaktivitási veszélyességi foka nagyobb, mint 1 Bq/kg,
- az acélgyártási Martin-salakot.

8. Épületek falainak dózisteljesítmény-vizsgálata

Nem tartozott szorosan a dolgozat célkitűzései közé, de az építőanyagok sugárzásának vizsgálata miatt néhány épület falfelületén is megmértük az összegamma-dózisteljesítményt. Ezekkel a mérésekkel igyekeztem kapcsolatot keresni a fal fizikai jellemzői és anyagi összetétele, valamint a kapott dózisteljesítmény között. Az eredmények megmutatják azt is, hogyan módosul az egyes építőanyagoktól származó sugárzás a beépítés, burkolás stb. következtében.

Méréseink során az alábbi épületeknél vizsgáltuk a falak és a padlók dózisteljesítményét (a pontos címeket nem adtam meg, mert az a lakók személyiségi jogát sértheti):

- régi építésű, részben felújított és bővített földszintes magánház (Szeged, Tavasz utca),
- új építésű, a földszinten kész, a tetőtérben szerkezet-kész magánház (Szeged-Szőreg),
- új építésű társasház egyik lakása (Szeged, Dankó P. utca).

Minden esetben 10 mérést végeztünk a vizsgált felületeken, különböző magasságokban. A mérésekhez elsősorban az ND-497 típusú, hordozható szcintillációs mérőfejet alkalmaztuk NC-483-as hordozható nukleáris analizátorral. Néhány esetben AUTOMESS 6150 AD-K/770 típusú, hordozható kontaminációs monitorral is végeztünk méréseket. Ez a monitor ZP 1310 típusú GM-csövet tartalmaz, amely alfa-, béta-, és gamma-sugárzás egyidejű mérésére alkalmas a 60 keV-1,3 MeV energiatartományban. Érzékenysége 0,01 $\mu\text{Sv/h}$, a maximális mérhető dózisteljesítménye 999 mSv/h.

A mérési eredményeket külön-külön tárgyalom és elemzem a vizsgált házak esetében, természetesen csak a fontosabb következtetéseket felsorolva.

43. TÁBLÁZAT Szeged, Tavasz utca, magánház (a falazatokon mért dózisteljesítmények)

Kód	Helyiség (oldal)	Anyag	Rétegek	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
				átlag	medián	szórás
T1	nappali- utca	Wienerberger PTH 30	tégla + mész-cement-homok vakolat + glett + diszperziós festék, kívül klinker	80,2	80,6	2,0
T2	nappali- udvar	Wienerberger PTH 30	tégla + mész-cement-homok vakolat + glett + diszperziós festék, kívül 5 cm hőszigetelés	73,7	73,5	5,9
T3	nappali- udvar	tömör "nagymeretű" 35	tégla + mész-cement-homok vakolat + glett + diszperziós festék, kívül 5 cm hőszigetelés	68,9	69,3	3,6
T4	nappali - folyosó	Wienerberger PTH 38	tégla + mész-cement-homok vakolat + glett + diszperziós festék, a másik oldalon ua.	86,6	86,7	3,7
T5	folyosó- fürdő	tömör "nagymeretű" 35	tégla + mész-cement-homok vakolat + glett + diszperziós festék, a másik oldalon ua.	77,2	76,7	2,1
T6	folyosó- konyha	Ytong 10 pórusbeton	tégla + mész-cement-homok vakolat + glett + diszperziós festék, a másik oldalon ua.	80,3	81,7	4,4
T7	háló-utca	tömör "nagymeretű" 35	tégla + mész-cement-homok vakolat + glett + diszperziós festék, a másik oldalon ua.	85,6	85,5	1,2

Az 1930-as évek derekán épült Tavasz utcai földszintes magánházban a mérési eredmények alapján a következő megállapítások tehetők (43. táblázat):

- A T1 fal 10%-kal nagyobb mértékben sugároz, mint a T2 fal. A kismértékű többlétsugárzás annak köszönhető, hogy a két azonos szerkezetű fal külső borítása eltérő. A tömör klinkertégla a radont sokkal jobban szigeteli, mint a hőszigetelő réteg, így a bent rekedt radon miatt nagyobb a T1 falon a dózisteljesítmény.
- A T4-es fal dózisteljesítménye kb. 20%-kal nagyobb, mint a vele azonos építőanyagú és felépítésű T1 és T2 falé. A T1 és T2 ugyanis kültéri fal, a kültéri falak esetén a jelentős külső légmozgás kiszívja a radont a falból, ezért kisebb a sugárzásuk. Ez az eredmény azt is igazolja, hogy a hőszigetelő réteg nem ad jelentős szigetelést a radon számára.
- A mérések alapján megfigyelhető, hogy egy falfelületen tapasztalható dózisteljesítmény több tényező együttes függvénye, és nem egyedül a falazóanyag a meghatározó. A T6 pórusbeton fal például meglepő módon nem mutatott alacsony dózisteljesítményt. Beépítve tehát az építőanyagoktól származó sugárzás jelentősen változhat, jelen esetben a megnövekedett sugárzás a vakolatnak köszönhető. Ezt a falat a szerelési munkák miatt újravakolták, feltehetőleg az akkor használt homok volt magasabb aktivitású. A vakolat bizonyos mértékig

gátolja a radonkiáramlást, ami szintén növeli a fal radioaktív sugárzásának mértékét. A T3, T5, T7 falak építőanyaga azonos - tömör, nagyméretű, 35-ös téglából készültek - a dózisteljesítmények mégis igen tág határok, 68,9 nGy/h és 86,4 nGy/h között változtak.

44. TÁBLÁZAT Szeged-Szőreg, magánház (a falazatokon és a padlón mért dózisteljesítmények)

Kód	Helyiség	Típus	Anyag	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
				átlag	medián	szórás
SZ01	földszint-hálószoba	főfal	PTH 38 tégl (vakolt, glettelt, festett)	89,1	91,0	8,7
SZ02	földszint-hálószoba	válaszfal	PTH 10 tégl (vakolt, glettelt, festett)	84,1	85,7	3,2
SZ03	földszint-előszoba	padló	beton	74,0	73,0	3,6
SZ04	földszint-előszoba	padló	mázás kőporcelán	78,2	78,6	1,5
SZ05	tetőtér-1. szoba	válaszfal	gipszkarton	50,7	51,0	1,3
SZ06	tetőtér-1. szoba	főfal	PTH 38 tégl (vakolt, glettelt, festett)	73,0	73,4	3,8
SZ07	tetőtér-1. szoba	válaszfal	PTH 10 tégl (vakolt, glettelt, festett)	62,6	62,4	4,2
SZ08	tetőtér 2. szoba	padló	beton	58,3	58,4	3,6
SZ09	tetőtér-2. szoba	válaszfal	PTH 10 tégl (vakolt, glettelt)	66,4	66,1	3,5
SZ10	tetőtér-2. szoba	főfal	PTH 38 tégl (vakolt, glettelt)	76,9	78,6	3,8
SZ11	tetőtér-3. szoba	válaszfal	PTH 10 tégl (vakolt)	65,2	65,2	2,1
SZ12	tetőtér-3. szoba	főfal	PTH 38 tégl (vakolt)	71,2	72,8	4,1
SZ13	tetőtér-fürdő	padló	mázás kőporcelán	71,7	72,4	2,7
SZ14	tetőtér-fürdő	válaszfal	PTH 10 tégl + csempe	68,0	66,5	6,6
SZ15	tetőtér-fürdő	főfal	PTH 38 tégl + csempe	79,1	78,6	1,5
SZ16	tetőtér-fürdő	válaszfal	PTH 10 tégl (vakolatlan)	53,2	53,4	1,8

A Szeged-Szőregen vizsgált emeletes magánház építését 2002-ben kezdték el. Méréseink időpontjában az egyes szobák készültségi foka eltérő volt, így lehetőségünk adódott a rétegrendek tanulmányozására.

A mérési eredmények értelmében (44. táblázat):

- Beigazolódott, hogy a nagyobb anyagvastagság miatt a főfalak aktivitása nagyobb a válaszfalakénál (Sós, 2006). Ez figyelhető meg az azonos helyiségek fő- és válaszfalai esetén: az Sz01-Sz02; Sz06-Sz07; Sz09-Sz10; Sz11-Sz12; valamint a Sz15-Sz16 méréseknél.
- A mázas kőporcelán és a csempe minden esetben növelte a falak és a padló aktivitását (Sós, 2006), pl. az Sz03-Sz04; Sz08-Sz13; Sz14-Sz16 mérések esetén. Ennek oka:
 - o a kőporcelánok mázanyaga nagy radioaktivitású a benne lévő nehézfémek miatt,
 - o viszonylag jól gátolja a radon kiáramlását.
- A glett és a festékréteg nem módosítja a szórást meghaladó mértékben a falak aktivitását.
- A gipszkarton aktivitása a várakozásoknak megfelelően csekély. (Sz05)
- A téglafalak aktivitása mindenütt kisebb a kereskedésekben mérténél, mert a falakban maximum 0,38 m a téglaretegvastagsága, míg a raklapon 1-1,50 m.
- A vakolat növeli a falak aktivitását, ezt bizonyítja az Sz16-Sz11 mérés. Ennek az az oka, hogy a vakolat gátolja a radon kiáramlását. Ez a hatás tapasztalható lakások radonszintjének mérésekor is: egy levert vakolatú szobában pl. 60%-kal nagyobb éves radonszint adódott, mint az előző évben, amikor még megvolt a vakolat. Épületek radonszintjére vonatkozó mérések minden esetben azt adták, hogy a vakolatréteg a ^{222}Rn -kiáramlást alig csökkenti, viszont a ^{220}Rn -kiáramlást - amelynek 80-szor kisebb a diffúzióhossza, mint a ^{222}Rn -é - már teljesen megszünteti (Tóth, 1983). A gamma-sugárzást a vakolatréteg csak minimális mértékben árnyékolja. A vakolat összetétele is meghatározó lehet (homok-cement arány, homok agyagtartalma), hiszen például a Tavasz utcában a különböző vakolatú falak aktivitása eltérőnek adódott.

45. TÁBLÁZAT Szeged, Dankó P. utca, társasházi lakóház (a falazatokon és a padlón mért dózisteljesítmények)

Kód	Helyiség	Típus	Anyag	Dózisteljesítmény (nGy/h)		
				átlag	medián	szórás
D01	nappali	padló	mázás kőporcelán	73,2	72,4	3,2
D02	fürdőszoba	padló	mázás kőporcelán	75,5	76,0	1,5
D03	fürdőszoba	válaszfal	PTH 10 tégl + csempe	80,0	82,1	4,7
D04	fürdőszoba	főfal	PTH 38 tégl + csempe	90,2	89,5	5,6
D05	dolgozószoba	padló	parketta	55,4	54,6	2,5
D06	dolgozószoba	válaszfal	PTH 10 tégl (vakolt, glettelt, festett)	72,8	73,0	2,9
D07	dolgozószoba	főfal	PTH 38 tégl (vakolt, glettelt, festett)	81,0	78,5	4,7
D08	hálószoba	válaszfal	PTH 10 tégl (vakolt, glettelt, festett)	75,6	77,5	3,7
D09	hálószoba	főfal	PTH 38 tégl (vakolt, glettelt, festett)	84,6	86,0	2,4
D10	konyha	oszlop	beton + csempe	71,3	75,5	1,8
D11	konyha	oszlop	beton (vakolt, glettelt, festett)	57,6	54,7	4,7
D12	konyha	főfal	PTH 38 tégl + csempe	91,7	91,1	5,4
D13	konyha	főfal	PTH 38 tégl (vakolt, glettelt, festett)	84,4	85,2	3,7

A Dankó Pista utcában egy új társasház második emeleti lakásában mértünk (45. táblázat).

A mérések kiértékelése:

- Itt is beigazolódott, hogy a nagyobb anyagvastagság miatt a főfalak aktivitása nagyobb a válaszfalakénál (D03-D04; D06-D07; D08-D09 falak).
- A mázas kőporcelán padló és a parketta közel azonos mértékben szigetel, de a kőburkolaton mért összgamma-aktivitás, a burkolólap mázának összetétele miatt, nagyobb (D01-D05; D02-D05).
- A mázas csempe minden helyiségben növelte a falfelület dózisteljesítményét (D10-D11; D12-D13).

Az OSSKI mérései szerint hazánkban, az épületekben mérhető átlagos gamma-dózisteljesítmény 116 ± 21 nGy/h. Ez az eredmény a helyiségek középpontjára vonatkozik, tehát a levegőből, elsősorban a radon leányelemektől származó gamma-sugárzást is

tartalmazza. A mi méréseink csak a falazatokra, valamint a padlóra vonatkoznak, de így is megállapítható, hogy a vizsgált épületek dózisteljesítménye az országos átlagnál alacsonyabb.

Az épületfalakra vonatkozó dózisteljesítmény-határértéket az ÁNTSZ a következők alapján határozza meg. Számításaik szerint, az épületektől származó éves effektív dózis akkor nem haladja meg a megengedhető értéket, ha a falak dózisteljesítménye kisebb, mint 100 nGy/h. Ez egy átlagérték, az adott épületre vonatkozó dózisteljesítmény függ attól is, hogy pl. mennyi időt töltenek a lakók az épületben, milyen gyakori a szellőztetés. A méréseket a faltól 0,01 m és 1 m távolságban végzik, ezek átlagát tekintik a faltól származó dózisteljesítménynek. Esetünkben közvetlenül a falfelületen történt a mérés, tehát a szobalevegőtől származó dózist nem vettük figyelembe. Ettől az eltéréstől eltekintve elmondhatjuk, hogy mért értékeink minden esetben alatta vannak az ily módon megadott határértéknek, vagyis a lakók éves terhelése az épületben nem haladja meg a megengedhető értéket.

Az épületektől származó háttérsugárzás tekintetében az épületek radonszintjének tulajdonítanak viszonylag nagy jelentőséget. Az Európai Unió ajánlása alapján több európai országban is bevezettek ún. beavatkozást igénylő határértéket, ami új építésű lakásokban 150-400 Bq/m³, már meglévő épületekben 400 Bq/m³.

Természetesen ezek a mérések még nem jelentik egy-egy épület teljes radioaktív felmérését, hiszen pl. a mennyezettel nem foglalkoztam, és az általános következtetések levonásához jóval több épületet kellene megvizsgálni. A vizsgálatok teljességéhez a radonkoncentráció mérése is szükséges, mivel így adható teljes és bizonyított magyarázat a mért dózisteljesítményre vonatkozóan. Az ilyen jellegű mérések azonban mindenképpen fontosak, mert ezek segítségével lehet meghatározni az építőanyagoktól, épületektől származó dózisterhelésre vonatkozó határértékeket, jogszabályokat, szabványokat, amelyek megalkotására eddig még nem került sor.

Összefoglalás

Előzmények

Napjainkban egyre többet foglalkoznak a környezetvédelem problémáival, ezen belül lakókörnyezetünk állapotával is. Szerencsére a radioaktív sugárzás vizsgálata is előtérbe került, így pl. fontossá vált a lakóépületek, munkahelyek radonszintjének mérése. A Föld felnőtt lakosságának természetes eredetű éves effektív dózisa 2,4 mSv, ebből 1,4 mSv a természeti környezetünkből adódó érték, 1 mSv pedig az épületekből származik. Az OSSKI mérései szerint Magyarországon nyílt térben 87 nGy/h, zárt térben 116 nGy/h az átlagos gamma-dózteljesítmény. Mindezek értelmében az épületek, az építőanyagok radioaktivitásának vizsgálata kiemelten fontos, hiszen időnk nagy részét - Magyarországon 80%-át - zárt térben töltjük.

Az építőanyagok radioaktivitásának vizsgálatával már régóta foglalkoznak a kutatók, pl. 1977-1979 között több ország bevonásával végeztek ilyen jellegű méréseket. Dolgozatomban a pillanatnyilag a kereskedelemben kapható építőanyagok radioaktivitását is megvizsgáltam, hiszen ez is döntően meghatározza az újonnan épülő házakban mérhető dózteljesítményt.

Szeged város területén nagyobb mértékű, nyílt téri radioaktív sugárzás feltérképezés még nem történt, ezért is vállalkoztam rá, hogy négy városrész egy-egy területének talajfelszíni radiometriás térképét elkészítsem. Az útburkolatok radioaktivitásának vizsgálatára igen kis figyelmet fordítanak, az onnan származó radioaktív sugárzás biológiai hatását sokan elhanyagolhatónak tartják. Pedig, ha pl. egy járda nem megfelelő anyagból készül, annak hatása már jelentkezhet a lakás megemelkedett radioaktivitásában. Ezért is tartottam fontosnak az egyes útburkolat típusok radioaktivitásának a mérését, valamint annak a vizsgálatát, hogy egy-egy városrész, vagy egy-egy mérési pont dózteljesítményét hogyan befolyásolják az útburkolat jellemzői.

Mérési módszerek

A mérések során az ND-497 típusú, hordozható szcintillációs detektort és NC-483-as hordozható analizátort alkalmaztam. A mérési energiatartomány 0,4-3 MeV között volt, hogy a szórt sugárzás minél kevésbé érvényesüljön. A méréseket közvetlenül a talaj, vagy a vizsgált építőanyag fölött végeztem.

A radiometriás térkép 3640 pont dózteljesítményének az ismeretében készült el, a mérések egy 10 m×10 m-es beosztású háló pontjaiban történtek. A mérési eredményeket az átlag, a

medián és a szórás segítségével adtam meg. Az egyes városrészek, ill. adott városrészen belül a különböző típusú területeken mért dózisteljesítmények eloszlását a χ^2 -próbával és a Mann-Whitney U-próbával, az átlagértékeket a Cohen-féle hatásmérték és a sztochasztikus különbség segítségével hasonlítottam össze. A radiometriás térkép ábrázolására a Surfer 8 programot használtam, ennek segítségével vettem fel a mérési-ponttérképet, az osztályozott mérési-ponttérképet, a szintvonalas, valamint a 3D-s radiometriai térképet.

Következtetések

1. Az építőanyagok radioaktív sugárzását vizsgálva az a nemzetközi mérésekből is ismert eredmény adódott, hogy általában a homok, a sóder és a cement alacsony radioaktivitású. Ebből következik, hogy a beton díszburkolatok és a pórusbeton falazóelemek felületi dózisteljesítménye kicsi. A különféle téglák magasabb agyagtartalmuknak köszönhetően nagyobb dózisteljesítményűek. Az építőanyagok, falazó elemek felületén mérhető gamma-sugárzás mértéke az anyagi összetételnek, a sűrűségnek és a porozitásnak a függvénye. Ezt jól mutatja az is, hogy a nagy porozitású gázbeton felett kisebb mértékű sugárzás mutatkozik.

2. Munkám során négy különböző - egy lakótelepi, egy belvárosi és két kertvárosi - városrész egy-egy területének talajfelszíni összgamma-sugárzását vizsgáltam meg és hasonlítottam össze. Földtani szempontból a négy terület hasonló, eltérés a 1,5-3,5 m mélyen fekvő földtani képződményben figyelhető meg, amely Móravároson agyagos lösz, míg a többi területen infúziós lösz. Többek között ennek a nagyobb agyagtartalomnak is tulajdonítható a Móravároson mért viszonylag magas dózisteljesítmény. A belváros több szempontból is különbözik a többi területtől, egyrészt itt átlagosan kétszeres a feltöltés vastagsága a többi területhez képest, másrészt itt nagyon sok az alapincézett ház. Az egyes városrészekben belüli vizsgálatok azt mutatják, hogy a vastag feltöltésű helyeken és az alapincézett házak mellett magasabb a dózisteljesítmény. Ezek a megállapítások ellentmondanak annak a ténynek, hogy a belvárosban mérhető a legalacsonyabb átlagos dózisteljesítmény. A belvárosban a mérési pontok többségét aszfaltburkolat borítja, ami - mint a későbbi mérések igazolták - csökkenti a sugárzás mértékét, ez összhangban áll az itt kapott alacsony eredményekkel. Ez a csökkentő hatás

azonban nem kompenzálja a feltöltésből és a pincéktől adódó növekedést, ezért a pontos magyarázathoz további méréseket kell végezni.

A Szeged területén kapott 51,8–59,3 nGy/h összgamma-dózisteljesítmény alacsonyabb, mint az OKK OSSKI által Magyarországon nyílt térben mért 87 nGy/h átlagérték. A kapott eredmény összhangban áll azzal, hogy Szegeden és környékén homoktalajok, mezőszéki talajok, öntéstalajok és szikesek a fő talajtípusok, amelyek összetételüknél fogva alacsony radioaktivitással rendelkeznek.

3. Egy-egy városrészen belül vizsgálva, mely területeken mérhető az átlagostól jelentősen eltérő dózisteljesítmény, a következő megállapítások tehetők:

- Egy-egy területen belül a legmagasabb értékek ott adódtak, ahol a feltöltés vastagsága az átlagosnál nagyobb.
- A nagyobb terek, buszpályaudvarok környezetében mért dózisteljesítmények közel azonosak és általában eltérőek a többi helyen mért értékektől, ami a terület azonos építési feltöltésének a következménye.
- A pincével rendelkező épületek mellett nagyobb, egyes esetekben akár kétszeres dózisteljesítmény is mérhető, mint a pincével nem rendelkező épületeknél. A dózisznövekedés a pincében felhalmozódott radon mozgásával magyarázható.
- A beépítetlen területek mellett jóval kisebb sugárzás adódik, mint az épületeknél. Ez összhangban áll a ténnyel, hogy minél több irányból veszi körül az adott pontot radioaktív forrás, annál nagyobb sugárzás mérhető. Ez a megállapítás is azt igazolja, hogy a beépítettség, a környező épületek jelentős hatással vannak egy terület radioaktivitására.

4. Az útburkolatok felületi gamma-dózisteljesítményre vonatkozó hatását vizsgálva a következő eredmények adódtak:

- Nagyszámú mérés esetén az aszfaltburkolat felett mért dózisteljesítmény-átlag kisebb, mint az eredeti talajé. Ez igazolja az aszfalt sugárzásárnyékoló hatását és azt, hogy a legtöbb esetben magának az aszfaltnak nincs jelentős radioaktivitása.
- Az aszfaltjárdák feletti dózisteljesítmény jóval kisebb mértékben tér el az eredeti talajsugárzástól, mint az aszfaltutak feletti, ami a járdák kisebb vastagságával és a kisebb mértékű földmunkával magyarázható.
- A füves területek feletti nagyobb mértékű sugárzás a növények által megkötött radioaktív izotópoknak köszönhető.

- Megegyező talajtípusok, vagy azonos feltöltés esetén az anyag tömörsége jelentősen befolyásolja a felszínen mért dózisteljesítményt. Ezt bizonyítja, hogy játszótereken, sportpályákon a letaposott, erősen tömörített mérési pontokban - a talaj típusától függetlenül - sokkal nagyobb radioaktivitás mérhető, mint laza talaj esetén. Útépítéseknel is megfigyelhető, hogy a szerkezeti rétegbe bevitt és döngölt homok felett nagyobb a sugárzás, mint a homokhalom felett.

5. Az egyes útépítési szerkezeti rétegek felett mérhető sugárzást meghatározza magának a rétegnek a radioaktívanyag-tartalma, a radonszigetelő hatása, valamint a réteg vastagsága és tömörsége. Természetesen a vékonyabb fedőrétegek kevésbé befolyásolják az alattuk lévő rétegektől származó radioaktivitást. Ha az útburkolat radioaktív-elemtartalma magas, vagy jelentős a radonszigetelő hatása, nagyobb mértékű radioaktivitás adódik, mint pl. Új-Petőfi telepen, vagy a Klinikakert néhány mérési pontján. Ha azonban az útburkolat anyagának nem jelentős a radioaktivitása és kiszökhet a radon az útburkolati rétegen át, a burkolat csökkenti a dózisteljesítményt, mint pl. Tarján néhány pontján. A betonnal ellátott területeken - akár betonburkolatról, akár beton díszítőelemről, akár betonos stabilizációról van szó - mindig alacsony dózisteljesítmények adódtak, igazolva, hogy a betonnak összetétele miatt alacsony a radioaktivitása.

6. A kész épületek falazatain, padlózatán végzett mérések megmutatták, hogy a beépítés következtében jelentősen változhat az egyes építőanyagoktól származó dózisteljesítmény. A főfalakon mérhető sugárzás minden esetben nagyobb mértékű, mint válaszfalak esetén, aminek a nagyobb anyagvastagság az oka. A vakolat sok esetben megnöveli a falak sugárzását. Ez adódhat a vakolat összetételéből, de számolni kell azzal is, hogy a vakolat gátolja a ^{220}Rn kiáramlását. Jelentősen növelheti a felületi dózisteljesítményt a mázas fal-, vagy padlóburkolat, ami elsősorban a mázanyag nehézfém-tartalmának a következménye.

Munkám során igyekeztem egyértelmű kapcsolatot találni a felszíni gamma-sugárzás és a talajviszonyok, az útburkolati jellemzők, valamint a beépítettség mértéke között. A sokparaméteres, in situ mérések esetén határozott végkövetkeztetést levonni igen nehéz, hiszen egyik paraméter hatását sem áll módunkban önállóan vizsgálni. Az olyan mérési helyek száma igen kevés, amelyek csak egyetlen paraméterben térnek el egymástól. Dolgozatomban egy szempontrendszert igyekeztem összeállítani, vagyis összegyűjtöttem azokat a tényezőket, amelyek valamilyen módon meghatározzák egy terület

gamma-sugárzását. Igyekeztem rávilágítani arra, hogy minden paraméternek jelentős szerepe van a felületi gamma-sugárzás mértékének alakulásában, és így akár kismértékűnek tűnő változtatás is nagymértékben képes módosítani egy pont, vagy akár egy nagyobb terület felületi gamma-sugárzását. Az ilyen irányú vizsgálatokat azért tartom jelentősnek, mert segítségükkel meg lehet határozni az építőanyagoktól, épületektől származó radioaktív sugárterhelésre vonatkozó határértékeket és így elérhető, hogy az épületek minél kisebb sugárterhelést okozzanak az ott tartózkodóknak.

Summary

Preliminaries

Nowadays people care more and more about the problems of environmental protection and within this with the conditions of their residential area as well. Fortunately the examination of radioactive radiation has been put in the foreground, too, this way the measurement of the radon level in case of residential buildings and workplaces has become important. The annual natural effective dose of the adult population is 2,4 mSv, out of this 1,4 mSv is the value from nature and 1 mSv is from the buildings. On the basis of NRIRR ("Frédéric Joliot-Curie" National Research Institute for Radiobiology and Radiohygiene) measurements the average gamma dosage rate in Hungary is 87 nGy/h in open space, and 116 nGy/h in closed space. On the basis of these data the examination of the radioactive radiation of building materials is of uttermost importance, as we spend the majority of our time - 80% in Hungary - in closed space.

Researchers have long been involved in the measurement of radioactive radiation of building materials, for example such measurements were performed between 1977 and 1979 with the involvement of several countries. In my thesis I examined the radioactivity of traded building materials, too, since this is a basic factor that defines the dosage rate in newly-built houses. In the city of Szeged no large-scale mapping of open-space radioactive radiation has been done, this is also the reason why I decided on preparing the ground-level radiometric map of one part in four quarters of the town. There is very little attention paid to the radioactivity examination of road surfaces, many consider the biological effect of radioactive radiation coming from them insignificant. On the other hand if a pavement is made of insufficient material, its effect can appear in the increasing radioactivity of the flat. This is also a reason why I considered the measurement of the different road surface radioactive radiation important, and examining how the road surface can influence the dosage rate of the different parts of town, or points of measurement.

Measurement methods

During the measurements I used an ND-497 type scintillation detector and an NC-483 type portable analyser. The measurement energy range was between 0,4 and 3 MeV, so that the diffuse radiation would be as unnoticeable as possible. The measurements were carried out directly over the ground or over the examined building material. To prepare the radiometric

map the measurements were done at the intersection points of a 10 m×10 m web, due to this the dosage rate of 3640 points were measured. The values were provided by the average, the median and the diffusion. The distribution of dosage rates in the different quarters of town and different types of parts have been compared by the χ^2 trial and the Mann-Whitney U test, while the averages were compared by the help of the Cohen effect size and the stochastic difference. I used Surfer 8 program to represent the radiometric map, it helped me prepare the post map, the calssed post map, the contour map and the 3D radiometric map.

Conclusions

1. On the basis of the examinations regarding the radioactive radiation of building materials the results show - just like international research results - that sand, gravel and cement have low radioactive radiation. Due to this the surface dosage rate of concrete fancy surfacing and aerated concrete building blocks is low. The different bricks have higher dosage rate due to their higher level of clay content. The measurable gamma-radiation on the surface of building materials, building blocks depends on the material composition, density and porosity. A good example is that there is lower radiation over the high-porosity foam concrete.

2. During my examinations I measured and compared the ground-level total gamma radiation of one part in four different quarters of town – one housing estate, one town centre and two garden suburbs. The four parts are similar from a geological point of view, the difference is in the geological formations at 1,5-3,5 m depth, which in Móraváros is argillaceous loess, while in the other parts it is infusion loess. The relatively high dosage rate among others is the result of its high clay content. The Town Centre is different from the other quarters in many other ways. On one hand the upset are of double thickness in relation to the average, on the other hand there are many houses with cellars. The examinations within the quarters show that at places of thick upsets and houses with cellars the dosage rate is higher. These findings contradict the fact that the lowest average dosage rate can be measured in the Town Centre. Most of the measurement points are covered with asphalt finish in the Town Centre, which - verified by later measurements - decreases radiation; this is good in the low result in the Town Centre. On the contrary this decreasing effect does not compensate for the increase resulting from the upset and cellars, this way, further measurements are necessary for the exact explanation. The total gamma radiation

ratio of 51,8–59,3 nGy/h found in the territory of Szeged is lower than the average 87 nGy/h measured by NHC NRIRR in open space. The result is in good agreement with the fact that in and around Szeged the major types of soil are sandy soil, meadow soil, alluvial meadow rolls, and alkaline soil, which are of low radiation due to their composition.

3. Measuring how the dosage rate can significantly differ from the average in the different parts of the quarter, the followings can be concluded:

- Within one part the quarter the highest radiation is where the thickness of the upset is bigger than the average.
- The dosage rates measured around bigger squares, bus stations are more or less the same and usually different from the values measured at other places, which is a consequence of the identical constructional upset of the area.
- Next to buildings with cellars in some cases double the average dosage rate can be measured than in the case of buildings without cellars. The explanation is the movement of the radon accumulated in the cellars.
- There is far less radiation near open spaces without buildings. This is in good agreement with the fact that the more radioactive source surrounds the given point the more radioactive radiation can be measured. This also verifies that construction condition that the surrounding buildings have a significant effect on the radioactivity of a given area.

4. Examinations on the effect of road surfaces on gamma dosage rate resulted as follows:

- In case of high number of measurements over asphalt finish the dosage rate average is lower than the rate of the original ground. This verifies the radiation screening effect of asphalt and that asphalt in most cases does not have significant radioactivity.
- The dosage rate over asphalt pavements differs from the original ground radiation much less than the one over asphalt roads, which is due to the less thickness of pavements, and the fewer publicworks.
- The higher radiation over grass-covered areas is due to the radioactive isotopes absorbed by plants.
- In case of identical soil type or upset the dosage rate measured on the surface is significantly influenced by the consistency of the material. A proof for this is that much higher radiation can be measured at playgrounds and sport fields in the down-treaded, compacted measurement points than in case of much looser ground not depending on

the type of soil. It can also be seen at road constructions that radiation is higher over compressed sand and sand in the constructional layer than over a heap of sand.

5. The radioactivity measured over the different road construction layers are defined by the radioactive material content of the given layer, its radon-insulation effect and the thickness and consistency of the layer. Naturally thinner finishing layer influences the radioactivity coming from the layers below less. If the radioactive element content is high and the radon insulator is significant as well, it obviously results in higher radioactivity, like in Új-Petőfi telep or at some measurement points in the Klinikakert. But if radon can leak out through the road surface, and the layer's radioactivity is insignificant as well, the finish decreases dosage rate, like at some points of Tarjan. At places of concrete - let it be concrete surface, concrete decoration element or concrete stabilisation - there were low dosage rates all the time verifying that concrete has low radioactivity due to its composition and does not insulate radon greatly as well.

6. Measurements on the walls and floor of finished buildings showed that the dosage rate of different materials can change significantly due to the building process. The radiation of the main walls is always higher than the radiation measured on the partitions, which is due to material thickness. Plaster increases radiation in many cases. This can result from composition, but it must also be taken into account that plaster inhibits the outflow of ^{220}Rn . Enamelled wall and floor covering can significantly increase surface dosage rate, which is mainly the result of the heavy metal content of enamel material.

During my work I was trying to find obvious links between the surface gamma radiation and ground conditions, the road surface characteristics and the ratio of inbuiltness. It is very hard to make definite final conclusions in case of multi-parameter, in situ measurements since we do not have the possibility to examine the effect of any parameters on their own, and the number of measurement places which differ from each other only in one parameter is very low. This way in my thesis I was trying to set up a system of standpoints, that is I collected the factors (thickness of upset, inbuiltness, road surface characteristics, etc.) that define the gamma radiation of an area in one way. I was trying to enlighten that every parameter has a major role, this way a seemingly minor change can modify the surface gamma radiation of a point or bigger area significantly. These types of examinations are important because with their help the limit values regarding the radioactive radiation

loading coming from building materials and buildings, and as a result steps can be taken to make building have the smallest radiation loading possible.

A dolgozatban használt rövidítések jegyzéke

ÁNTSZ: Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat

ATOMKI: Magyar Tudományos Akadémia Atommagkutató Intézete

ELGI: Eötvös Loránd Geofizikai Intézet

ICRP: Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság

NAÜ: Nemzetközi Atomenergia Ügynökség

NEA: Nukleáris Energia Ügynökség (OECD)

OKK OKI: Fodor József Országos Közegészségügyi Központ

Országos Környezetegészségügyi Intézet

OKK OSSKI: Fodor József Országos Közegészségügyi Központ

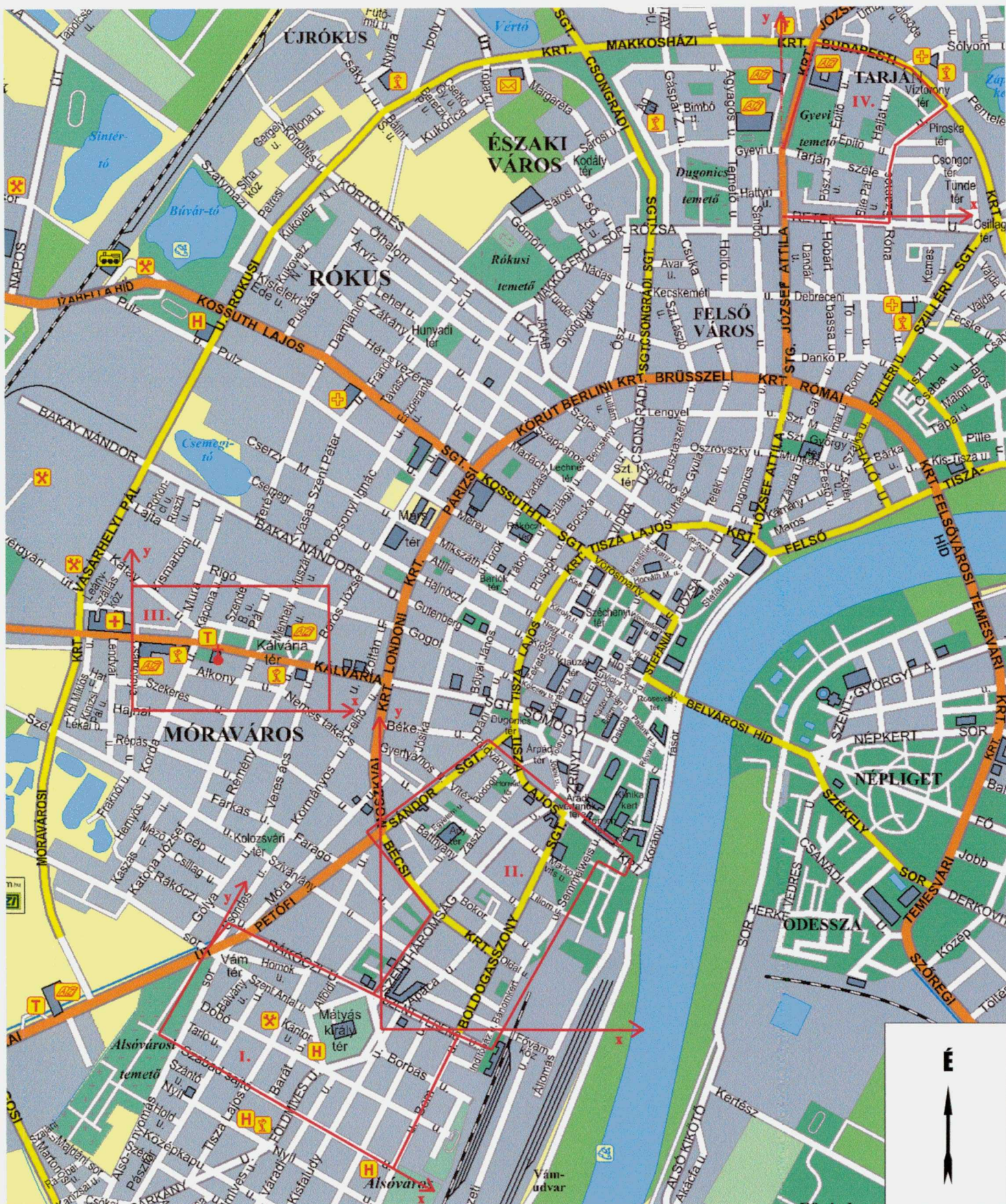
Országos „Frederic Joliot Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézete

UNSCEAR: ENSZ Atomsugárzásokat Vizsgáló Tudományos Bizottság

WHO: ENSZ Egészségügyi Világszervezete

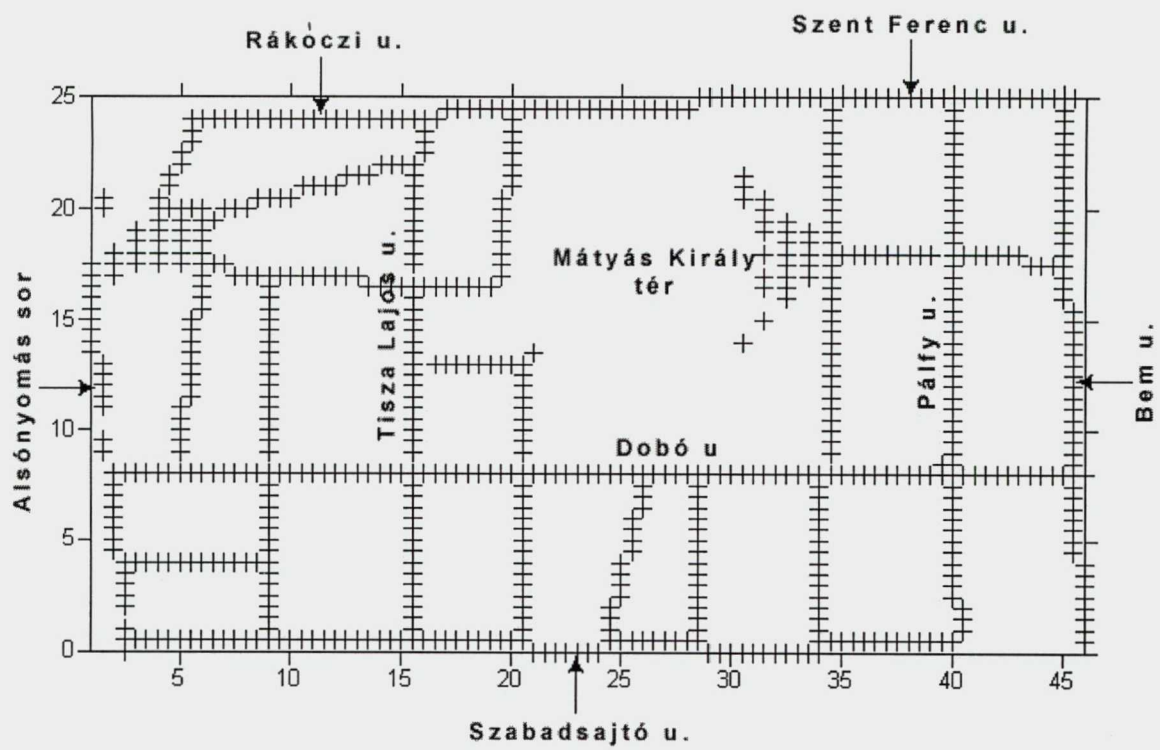
Mellékletek

A 2. 3. 4. 5. mellékleteken a helykoordináták egysége 10 m,
a dózisteljesítményeké 1 nGy/h.

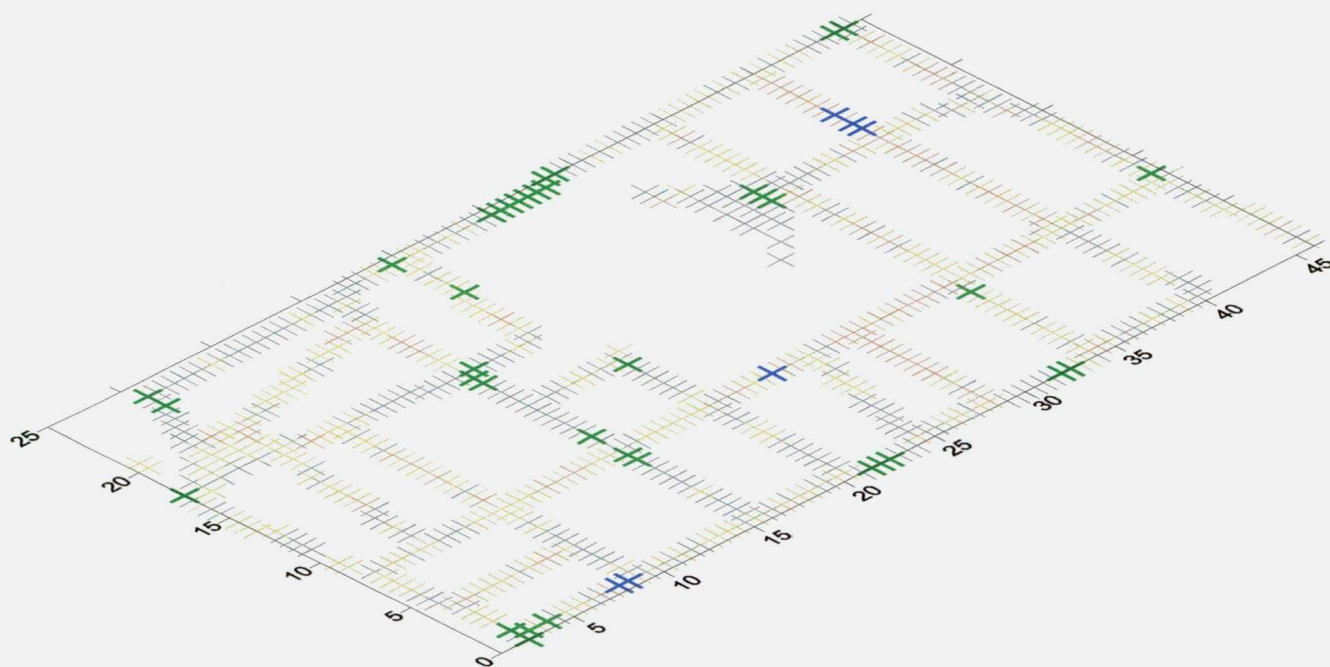


1. melléklet: Szeged város térképe

- | | |
|----------------|---------------------|
| I. Alsóváros | } vizsgált területe |
| II. Belváros | |
| III. Móraváros | |
| IV. Tarján | |



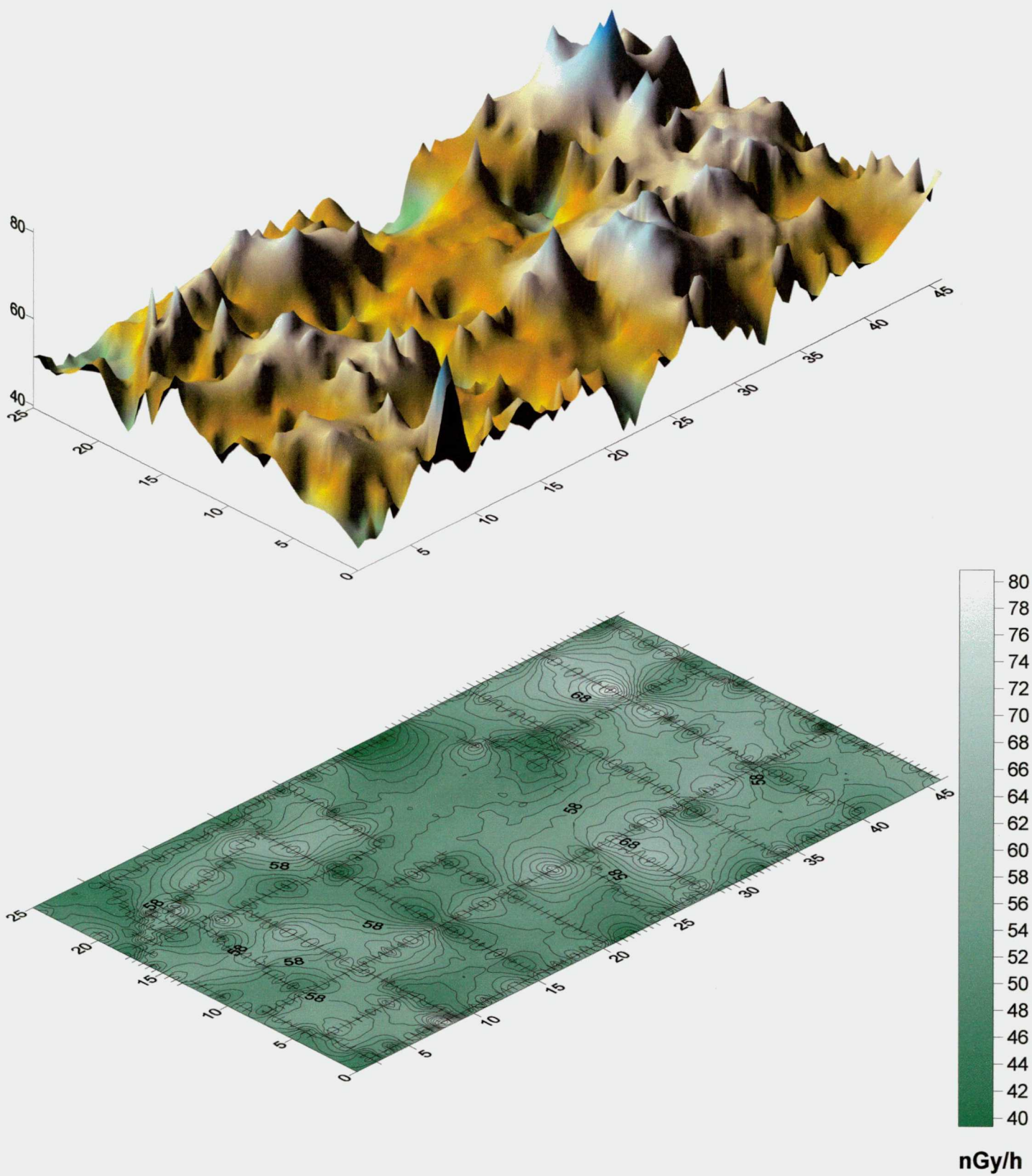
2.a. melléklet A mérési pontok térképe Alsóváros vizsgált területén



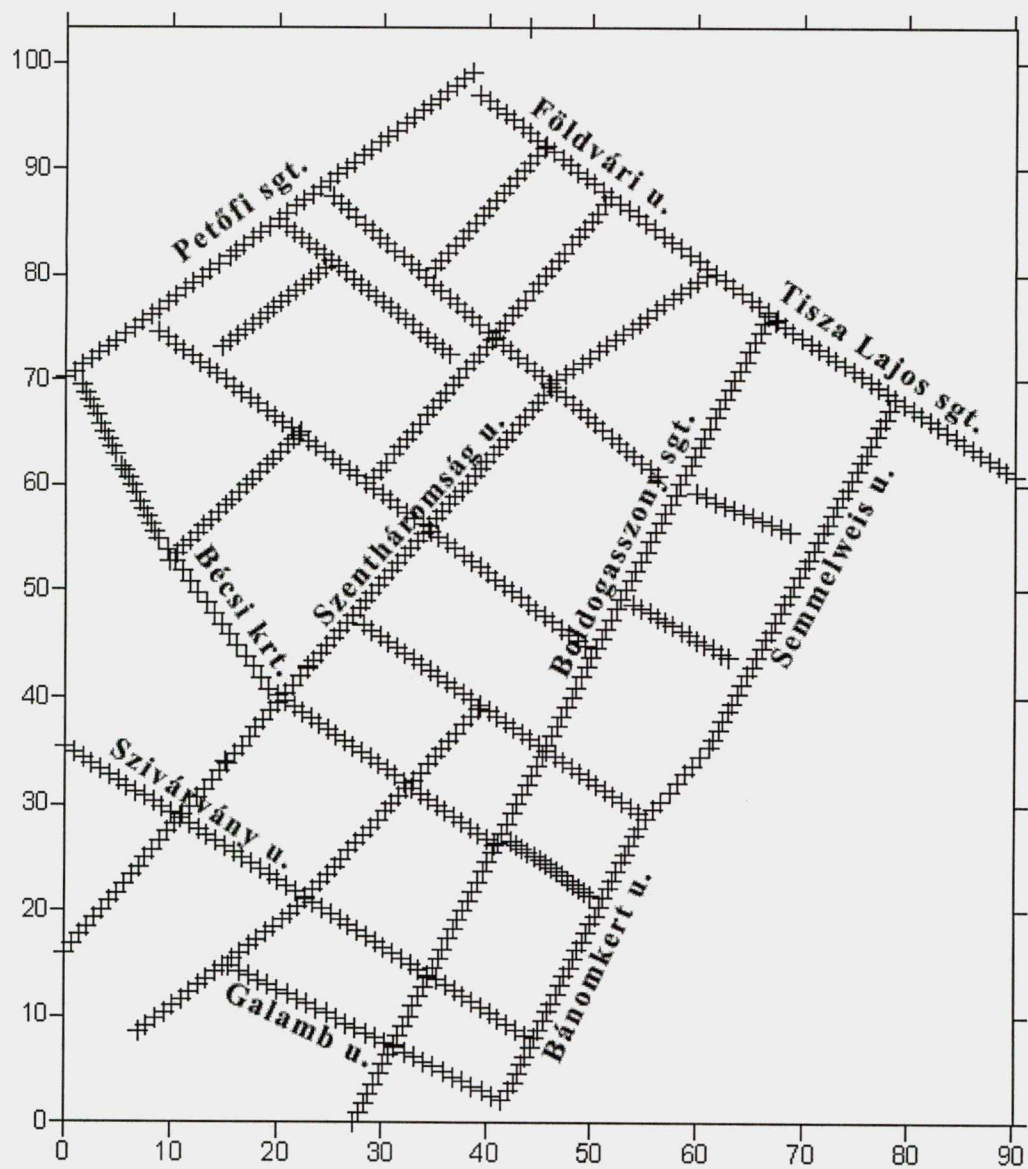
Színkulcs: — 45 alatti — 45-55 — 55-65 — 65-75 — 75 fölötti (nGy/h)

2.b. melléklet Alsóváros vizsgált területének osztályozott ponttérképe

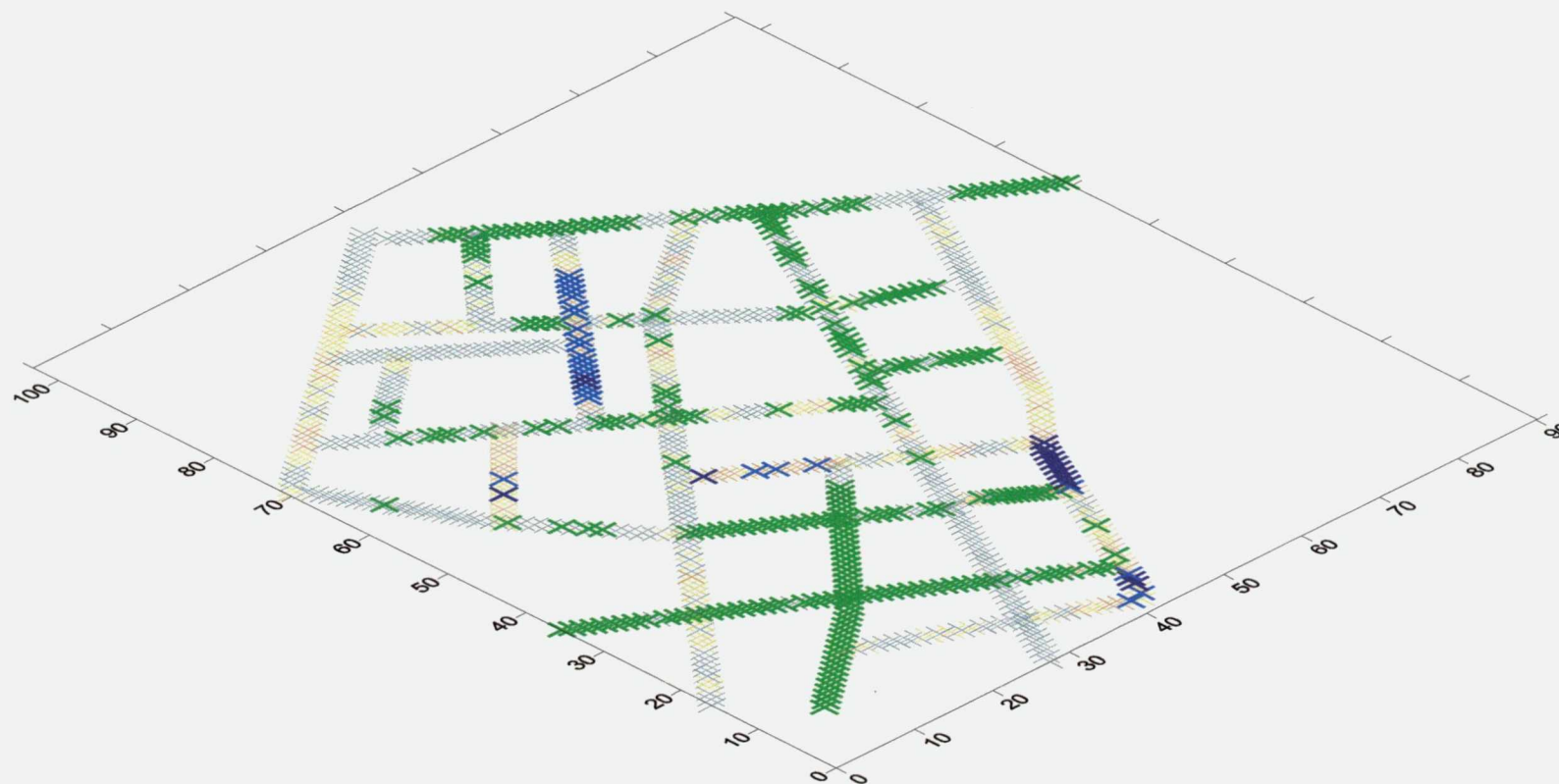




2.c. melléklet Alsóváros vizsgált területének radiometriás térképe
(háromdimenziós és izovonalas térkép)

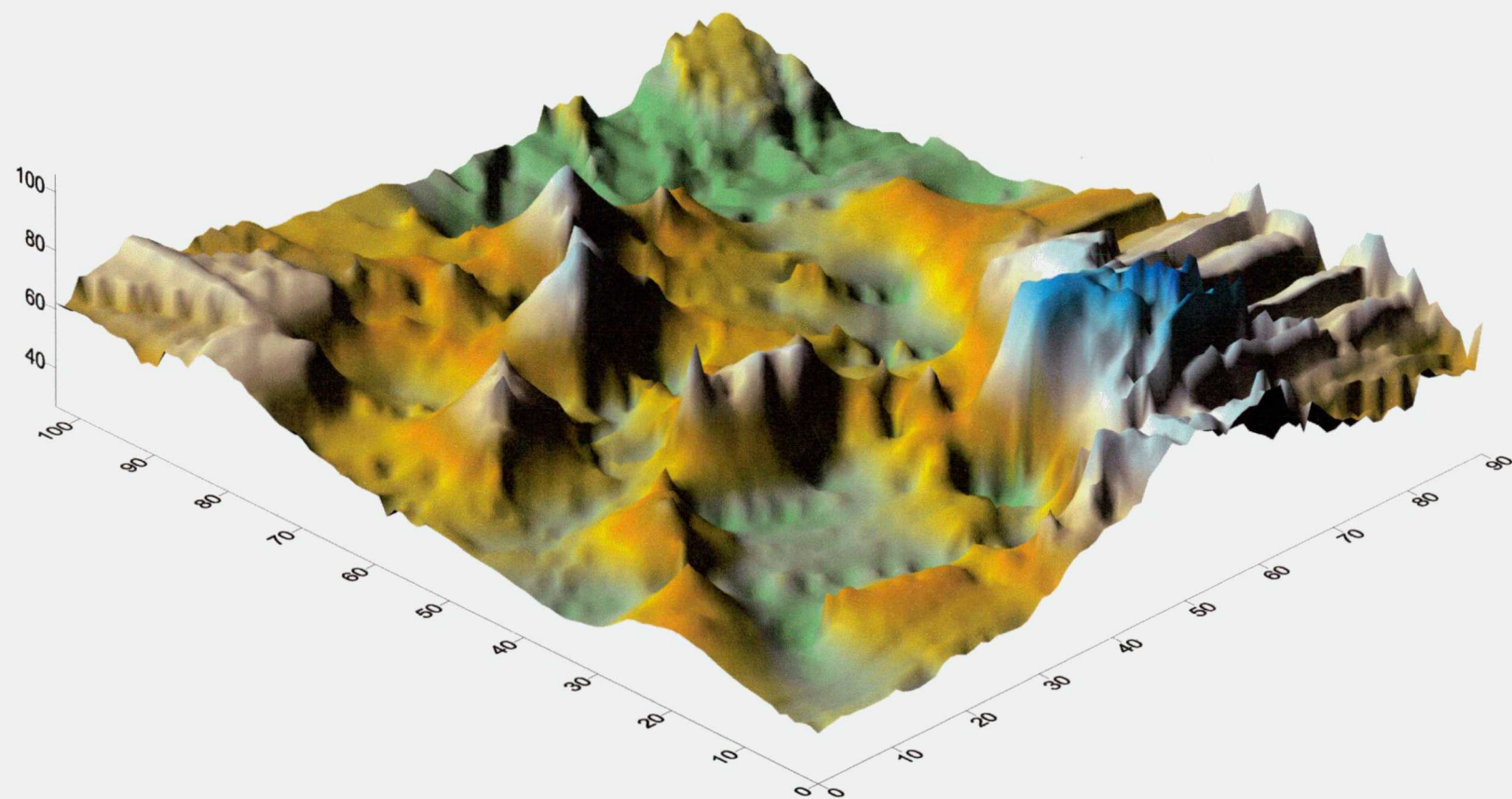


3.a. melléklet A mérési pontok térképe a belváros vizsgált területén

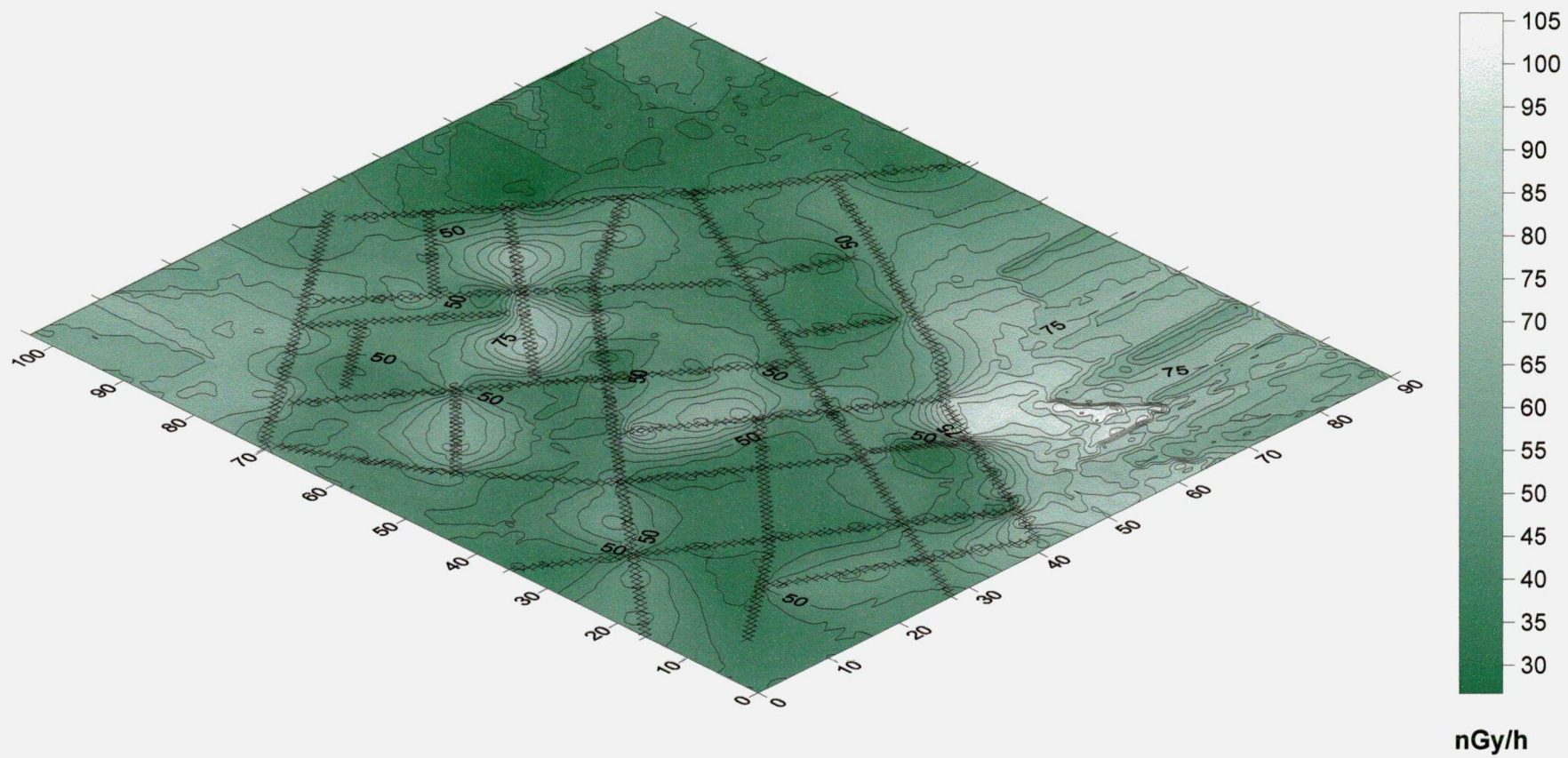


Színkulcs: — 45 alatti — 45-55 — 55-65 — 65-75 — 75-85 — 85 fölötti (nGy/h)

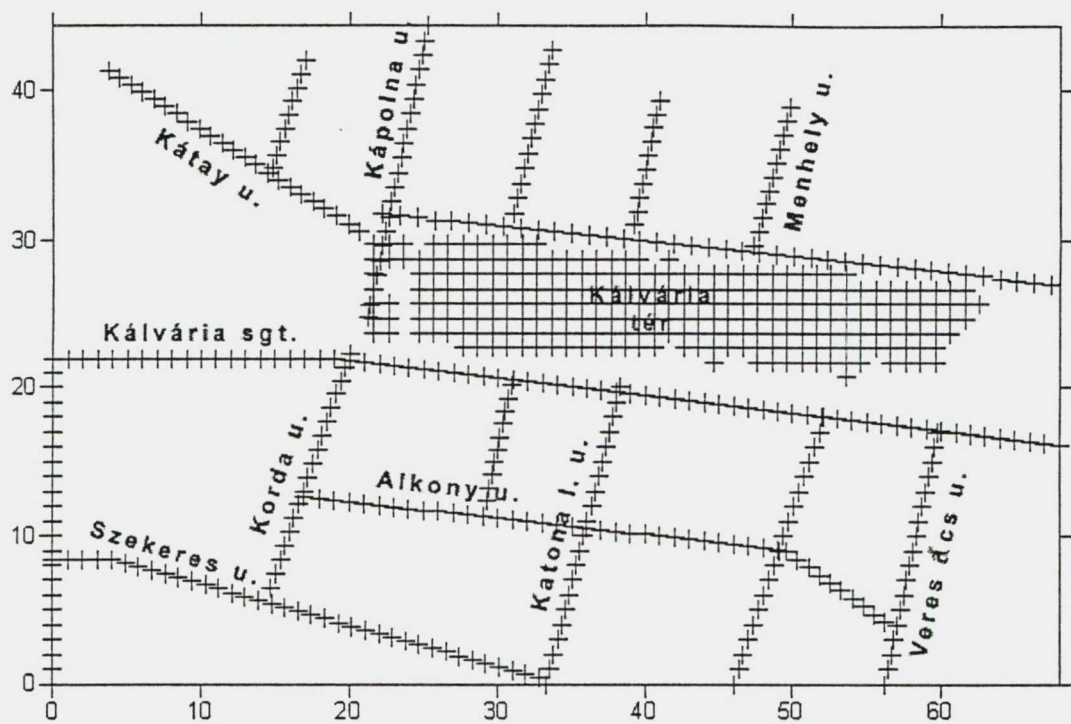
3.b. melléklet A belváros vizsgált területének osztályozott ponttérképe



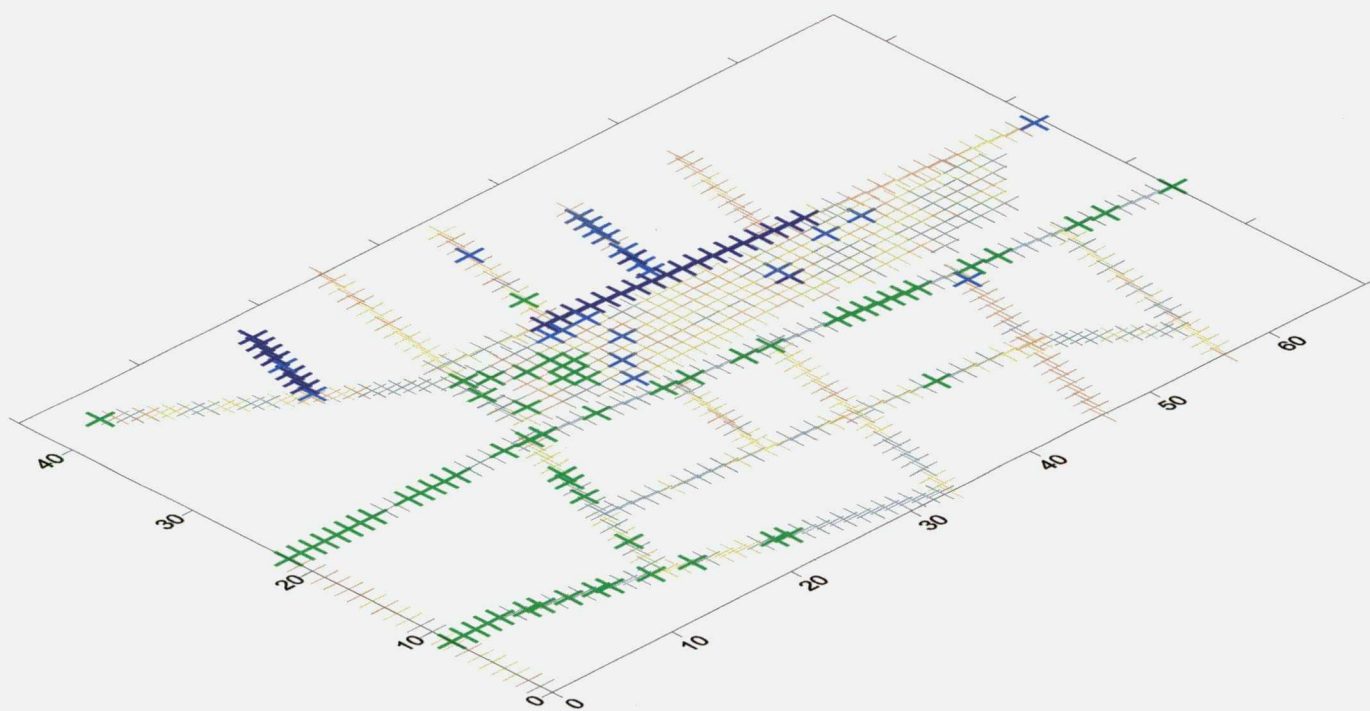
3.c. melléklet A belváros vizsgált területének radiometriás térképe
(háromdimenziós térkép)



3.d. melléklet A belváros vizsgált területének radiometriás térképe
(izovonalas térkép)

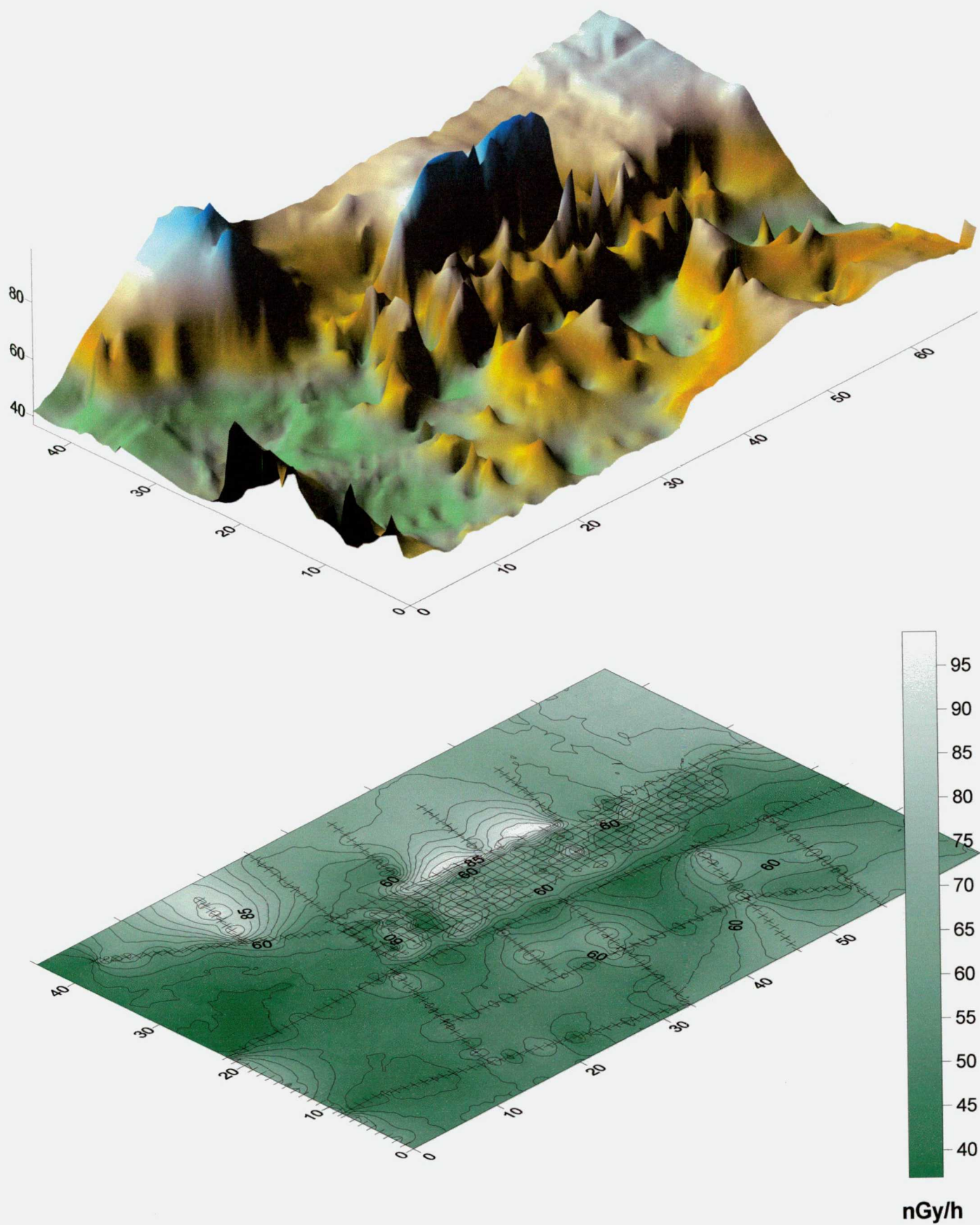


4.a. melléklet A mérési pontok térképe Móraváros vizsgált területén

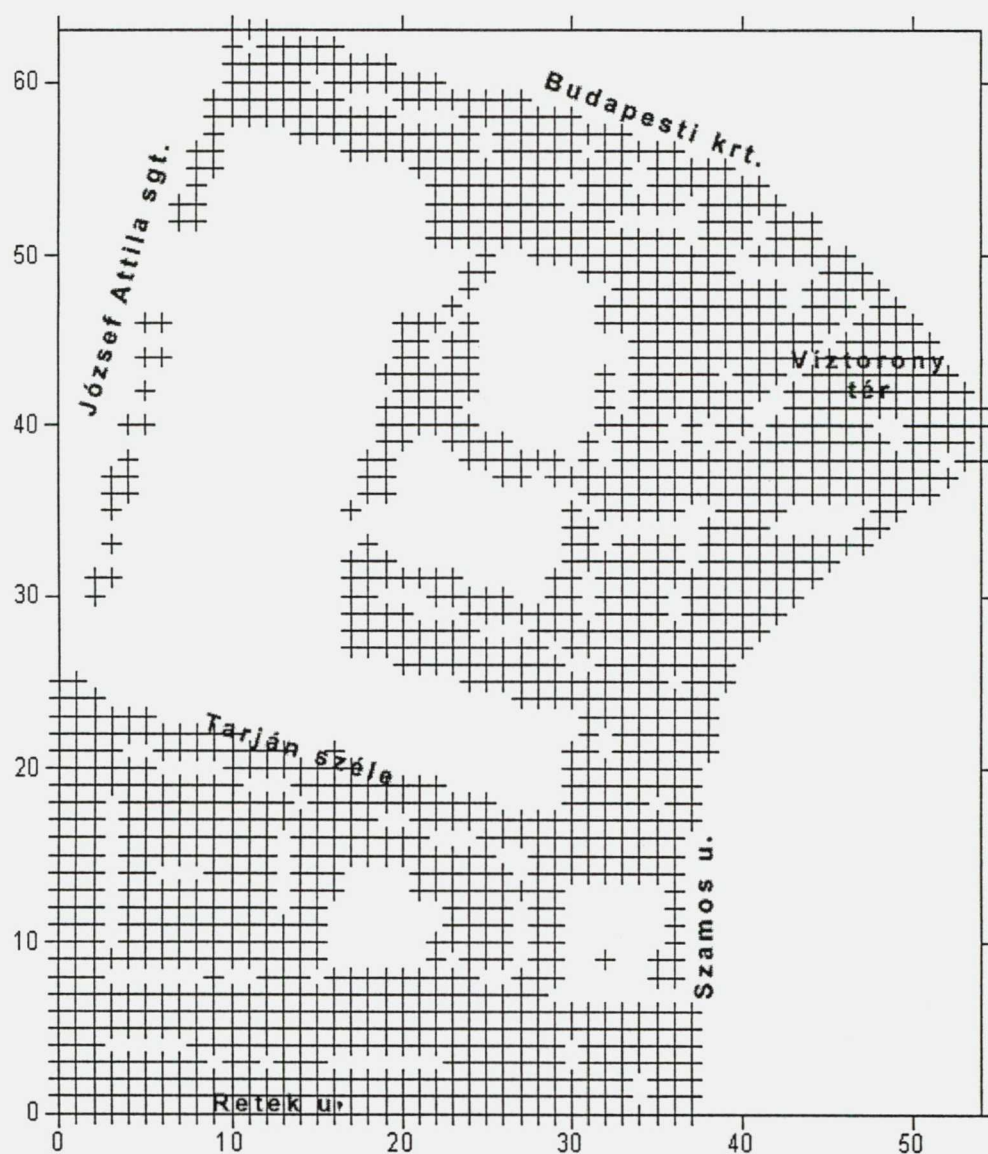


Színkulcs: — 45 alatti — 45-55 — 55-65 — 65-75 — 75-85 — 85 fölötti (nGy/h)

4.b. melléklet Móraváros vizsgált területének osztályozott ponttérképe

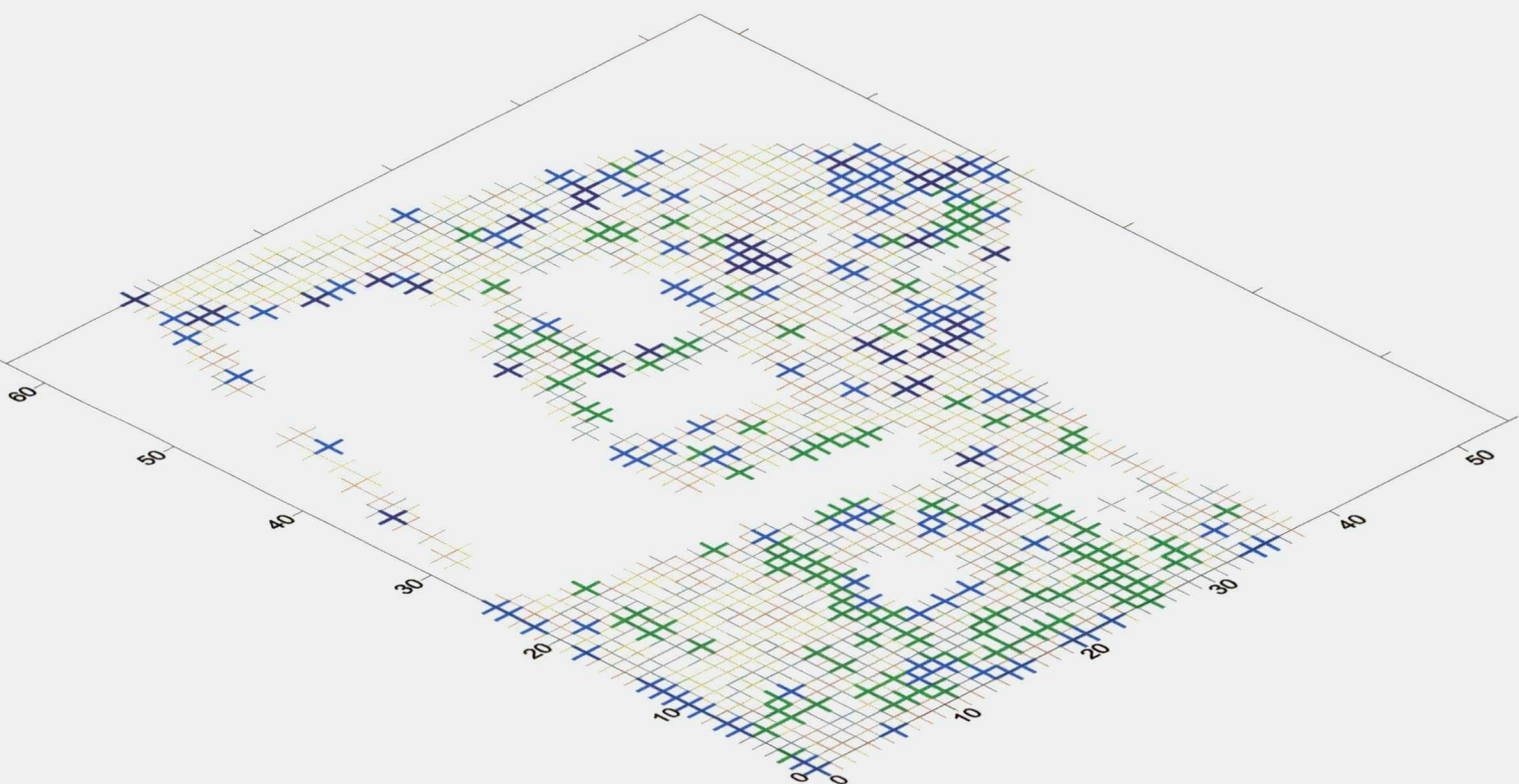


4.c. melléklet Móraváros vizsgált területének radiometriás térképe
(háromdimenziós és izovonalas térkép)



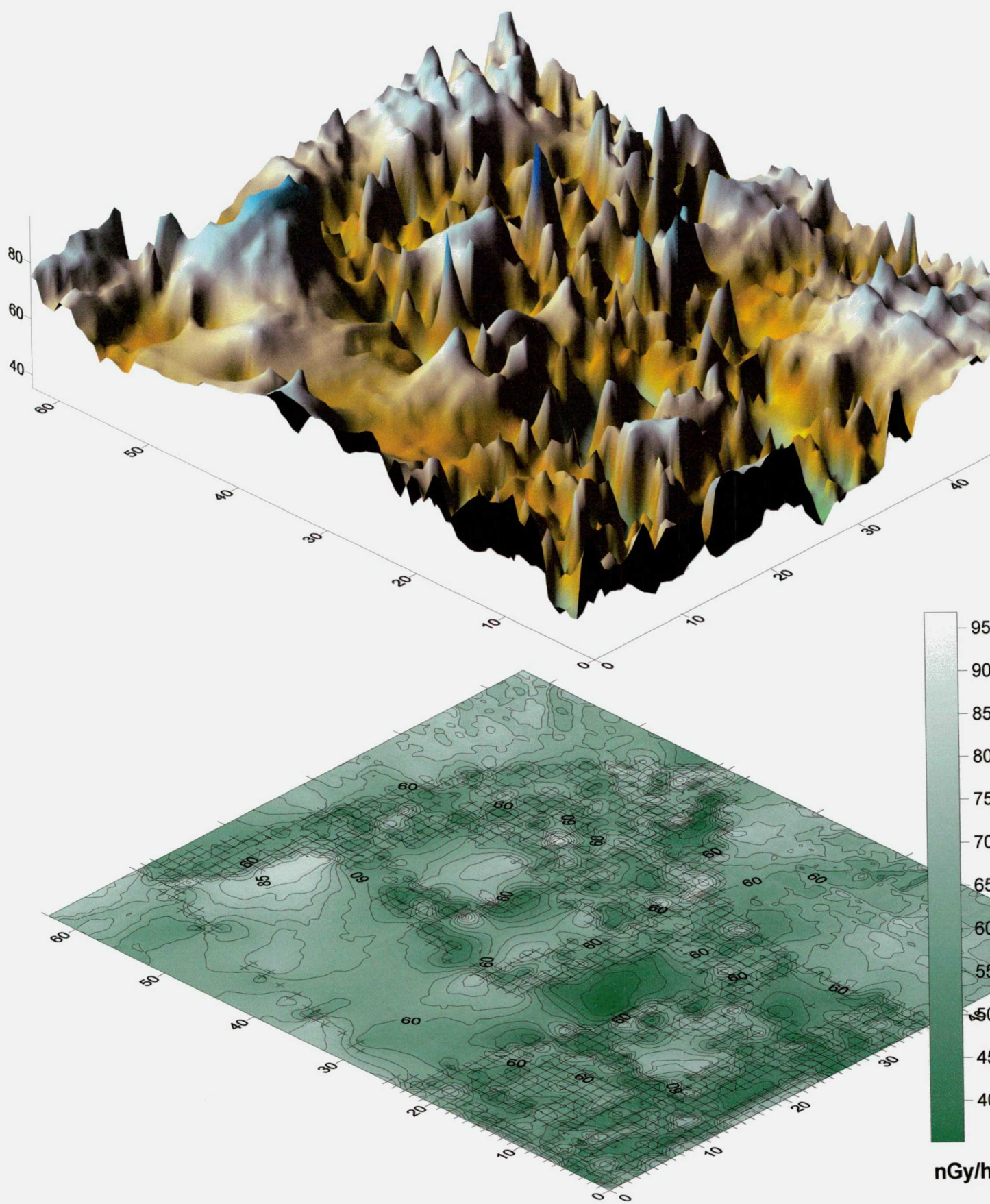
5.a. melléklet A mérési pontok térképe Tarján vizsgált területén





Színkulcs: — 45 alatti — 45-55 — 55-65 — 65-75 — 75-85 — 85 fölötti (nGy/h)

5.b. melléklet Tarján vizsgált területének osztályozott ponttérképe



5.c. melléklet Tarján vizsgált területének radiometriás térképe
(háromdimenziós és izovonalas térkép)

z	$\alpha (\%)$	z	$\alpha (\%)$	z	$\alpha (\%)$
0	100	0,8416	40	2,1701	3
0,1004	92	1,1264	26	2,3263	2
0,2533	80	1,5549	12	2,5758	1
0,4399	66	1,8808	6	3,0902	0,2
0,6433	52	1,96	5	3,7190	0,02

6.a. melléklet A standard normális eloszlás eloszlásfüggvényének táblázata
/adott szignifikanciaszinthez (α) tartozó kritikus z érték/
(Vince, Varbanova, 1993)

f	$\alpha (\%)$						
	25	10	5	2,5	1	0,5	0,1
1	1,323	2,706	3,841	5,024	6,635	7,879	10,83
2	2,773	4,605	5,991	7,378	9,210	10,60	13,82
3	4,108	6,251	7,815	9,348	11,34	12,84	16,27
4	5,384	7,779	9,488	11,14	13,28	14,86	18,47
5	6,626	9,236	11,07	12,83	15,09	16,75	20,51
6	7,841	10,64	12,59	14,45	16,81	18,55	22,46
7	9,037	12,02	14,07	16,01	18,48	20,28	24,32
8	10,22	13,36	15,51	17,53	20,09	21,96	26,13
9	11,39	14,68	16,92	19,02	21,67	23,59	27,88
10	12,55	15,99	18,31	20,48	23,21	25,19	29,59
11	13,70	17,28	19,68	21,92	24,73	26,76	31,26
12	14,85	18,55	21,03	23,34	26,22	28,30	32,91
13	15,98	19,81	22,36	24,74	27,69	29,82	34,53
14	17,12	21,06	23,68	26,12	29,14	31,32	36,12
15	18,25	22,31	25,00	27,49	30,58	32,80	37,70

6.b. melléklet A χ^2 -próba táblázata
/adott szabadsági fokhoz (f) és szignifikanciaszinthez (α) tartozó kritikus χ^2 értékek/
(Vince, Varbanova, 1993)

Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki Dr. Szederkényi Tibor egyetemi tanárnak, ny. tanszékvezetőnek a sok hasznos tanácsért és a lehetőségért, hogy ezzel az érdekes és hasznos témával foglalkozhattam.

Köszönöm a SZTE Ásványtani, Geokémiai és Közettani Tanszék valamennyi munkatársának a segítséget és a támogatást. Külön köszönetemet fejezem ki Dr. Hetényi Magdolna akadémikus, tanszékvezető egyetemi tanárnak, valamint Dr. Pál Molnár Elemér egyetemi adjunktusnak és Dr. M. Tóth Tivadar egyetemi docensnek, tanszékvezető helyetteseknek.

Köszönetet mondok a Magyar Geológiai Szolgálat budapesti és szegedi kollégáinak - Szanyi Jánosnak, Gruber Györgynek, Zsadányi Évának és Nagy Attilának -, valamint az ÁNTSZ dolgozóinak a rendelkezésemre bocsátott anyagokért.

Köszönöm tanszékvezetőmnek, Dr. Nánai László egyetemi tanárnak, hogy lehetővé tette dolgozatom elkészítését és tanácsaival hozzájárult munkámhoz. Köszönet illeti a SZTE JGYTFK Fizika Tanszékének valamennyi oktatóját, Dr. Bonifert Domonkosné dr., Molnár Györgyné dr. és Dr. Kövesdi Katalin főiskolai docenseket, valamint Dr. Farkas Zsuzsa főiskolai tanárt a támogatásukért. Köszönöm Vargáné Biacsi Mónikának és Farkas Györgynek, hogy segítettek a dolgozat kivitelezésében.

Köszönöm Dr. Pintér Ferenc ny. tanszékvezető főiskolai tanárnak, hogy elindította kutatómunkámat és a dolgozat összeállításában is segítségemre volt.

Köszönöm a SZTE TTK földrajz szakos hallgatóinak mindazt a segítséget, amit a mérési munkálatok során nyújtottak.

Köszönettel tartozom a SZTE JGYTFK valamennyi fizika szakos hallgatójának, akik a több évi mérési munka során járták velem Szeged utcáit, rész vettek az adatok feldolgozásában és baráti, biztató szavaikkal támogattak. Külön köszönetemet fejezem ki Kádár Tibornak, Csorba Csabának, Bracsok Norbertnek és Cser Adriennek a sok-sok segítségért.

És végül köszönöm Családomnak és Barátaimnak, hogy minden támogatást megadtak a dolgozat elkészüléséhez.

Irodalomjegyzék

- AKERBLOM, G. et al. (2000): Naturally occurring radioactivity in the Nordic Countries. (The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden.)
- ANDERSEN, C. E. (1999): Radon-222 exhalation from danis buildings materials: H+H Industri A/S results. (RISO National Laboratory, Roskilde, Denmark)
- BALÁZS, GY. (1984): Építőanyagok és kémia. Egyetemi tankönyv, Budapest.
- BÁLINT, Á., SÓS, K., NÁNAI, L., BÁLINT, I. (2005): Környezetfizikai folyamatok matematikai modellezése. PHARE támogatású kiadvány, Szeged.
- BAXTER, M. S. (1996): Technologically enhanced radioactivity: An overview. Journal of Environmental Radioactivity, 1-2, 67-90.
- BÚSBARNA, L. (1980): A szabadlevegő radonkoncentrációja. Izotóptechnika, 23, 9-15.
- BÚSBARNA, L. (1981): Ionklíma és radonkoncentráció. Izotóptechnika, 24, 101-108.
- DANIEL, J., LUCIVJANSKY, L., STERCZ, M., DANIEL S. (1997): Geochemical Atlas of Slovak Republic Part Natural Radioactivity. Slovak Geol. Mag., 3, 67-77.
- DINYA, E. (2001): Biometria az orvosi gyakorlatban. Medicina Kiadó, Budapest.
- ELGI BESZÁMOLÓ (2000, 2001): Az Országos Radiometriai Alaphálózat és a Radiometriai Laboratórium Évi Jelentései. Budapest.
- ELŐZETES KÖRNYEZETI TANULMÁNY, BÁTAAPÁTI (2005): „Kis és közepes radioaktivitású atomerőművi hulladékok végleges elhelyezése a Bábaapáti térségében tervezett felszín alatti tárolóban”.
- ELŐZETES KÖRNYEZETI TANULMÁNY, PAKS (2004): Tanulmány a Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbításához.
- ÉGERER FRIGYES (1993): Bevezetés a közetfizikába. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HÁMORI, K., TÓTH, E., KÖTELES, GY., PÁL, L. (2004): A magyarországi lakások radonszintje (1994-2004). Egészségtudomány, 48, 283-299.
- KAISER, S. ET AL. (1999): Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials. (European Commission.)
- KASZAB, I. (1987): Építéstani összefüggések Szeged és környéke felszínközeli üledékeiben. MÁFI és Szeged Városi Tanács kiadás, Budapest.

- KASZTOVSZKY, ZS. (2000): Kútvizek, talajvizek radioaktivitása. PhD értekezés, Budapest.
- KÁVÁSI, N., SOMLAI, J., KOVÁCS, T., VÍGH, T. (2004): Természetes eredetű sugárzások vizsgálata az úrkúti mangánércbányában. Bányászati és kohászati lapok – Bányászat, 6, 26-32.
- KECKLER, D. (2003): Surfer for Windows, Version 8. Golden Software Inc., USA
- KELLER, G., HOFFMANN, B., FEIGENSPAN, T. (2001): Radon permeability and radon exhalation of building materials. The Science of the Total Environment, 1-3, 85-89.
- KEVEINÉ BÁRÁNY, I. (1988): Talajföldrajzi vizsgálatok Szeged környékén. Alföldi Tanulmányok, XII. kötet, 5-32.
- KÉZDY, Á. (1972): Talajmechanika. Tankönyvkiadó, Budapest.
- KÓBOR, J. (1994): Szén- és uránbányászok belső sugárterhelése. Fizikai Szemle, 6, 245-249.
- KÖTELES, GY. (1994): Radon a környezetünkben. Fizikai Szemle, 6, 233-240.
- KÖTELES, GY. (2002): Sugáregészségtan. Medicina Könyvkiadó Rt., Budapest.
- KÖTELES, GY., MÓCSY, I., NIKL, I., SZERBIN, P. (1998): A radon környezetünk természetes sugárforrása. Egészségtudomány, 42, 169-176.
- KÖZINFO (2004). Az OKK információs lapja, 14.
- LAGARDE, F. et al. (1997): Residential radon and lung cancer in Sweden: risk analysis accounting for random error in the exposure assessment. Health Physics 72, 269-276.
- LIS, J., PASIECNA, A., STRZELECKI, R., WOLKOWICZ, S., LEWANDOWSKI, P. (1997): Geochemical and radioactivity mapping in Poland. Journal of Geochemical Exploration, 1, 39-53.
- MARX, GY. (1996): Atommagközelben. Mozaik Kiadó, Szeged.
- MARX, GY. (1999): Születni veszélyes. Magyar Tudomány, 1, 9-27.
- MÉM ÉVES JELENTÉS (1980). MÉM Radiológiai adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózat, Budapest.
- MJÖNES, L. (1999): Védekezés a radon ellen - a svéd példa. Fizikai Szemle, 4, 162-167.
- MUHIN, K. N. (1985): Kísérleti magfizika. Tankönyvkiadó, Budapest.
- NAGY, L. GY. (1983): Radiokémia és izotóptechnika. Tankönyvkiadó, Budapest.
- PAKSI ATOMERŐMŰ RT. KÖRNYEZETI JELETÉSE (2005)

- PARIPÁS, B., SOMOGYI, GY., TAKÁCS, S. (1983): Lakószobai radon- és bomlástermék-expozíció meghatározása szilárdtest-nyomdetektorral. *Izotóptechnika*, 1, 26-37.
- PORSTENDÖRFER, J., MERCER, T. T. (1979): Influence of electric charge and humidity upon the diffusion coefficient of radon decay products. *Health Physics*. 37, 191-199.
- RYBACH, L. (1996): Környezeti (alacsony szintű) radioaktivitás: fizikai indítékok – biológiai következmények? *Magyar Tudomány*, 1, 19-22.
- SAJÓ BOHUS, L. (1995): A városi gázban lévő radonaktivitás. *Fizikai Szemle*, 1, 11-15.
- SAMUELSSON, L. (1990): Radon a lakásban. *Fizikai Szemle*, 5, 138-146.
- SCHUMANN, R. R., GUNDERSEN, L. (1996): Geologic and climatic controls on the radon emanation coefficient. *Environment International*, 22, S439-S446.
- SHARMA, N., VIRK, H. S. (2001): Exhalation rate study of radon/thoron in some building materials. *Radiation Measurements*, 1-6, 467-469.
- SINGH, S., KUMAR, J., SINGH, B., SINGH, J. (1999): Radon diffusion studies in some building materials using solid state nuclear track detectors. *Radiation Measurements*, 4, 461-464.
- SOMLAI, J., KANYÁR, B., LENDVAI, Z., NÉMETH, CS., BODNÁR, R. (1997): Az Ajka-környéki szénsalak-építőanyagból eredő radioaktív sugárzás lakossági dóziszáruléka. *Magyar Kémiai Folyóirat*, 10, 515-517.
- SOMOGYI, GY., MEDVECZKY, L., NAGY, M. (1971): Szilárdtest detektorok az oktatásban. *Fizikai Szemle*, 11, 344-354.
- SOMOGYI, GY., NIKL, I., CSIGA, I., HUNYADI, I. (1989): A radon aktivitáskoncentrációjának mérése és a belégzésből eredő sugárterhelés meghatározása hazai lakások légterében. *Izotóptechnika*, 4, 177-183.
- SOMOGYI, GY., VARGA, ZS., NÉMETH, GY., PÁLFALVI, J., GERZSON, I. (1983): Radonmérés a Hajnóczy-barlangban. *Izotóptechnika*, 26, 38-52.
- SÓS, K. (2002): Radon level measurements with solid trace detectors. *Zbornik referátov z 13. Medzinárodnej Konferencie DIDFYZ Nitra, 2002.* (ISBN 80-8050-581-0) 85-189.
- SÓS, K. (2005): Investigation of building materials and street's surface radioactive emission. *Proceedings of „The 12th Symposium on Analytical and Environmental Problems, Szeged, 2005.”* (ISBN 963-219-675-9) 206-210.

- SÓS, K. (2006): Role of ground and building material in radioactive background emission. *Obzory Matematiky, Fiziky A Informatiky*, Nitra (megjelenés alatt).
- SÓS, K., BÁLINT, Á., NÁNAI, L., BÁLINT, I. (2005): A környezetfizika alapjai. PHARE támogatású kiadvány, Szeged.
- STEINER, F. (1990): A geostatisztika alapjai. Budapest, Tankönyvkiadó.
- STEINER, F., VÁRHEGYI, A. (1991): Radiometria. Budapest, Tankönyvkiadó.
- STEINHAUSLER, F. (1975): Long-term measurements of ^{222}Rn , ^{220}Rn , ^{214}Pb concentrations in the air of private and public buildings and their dependence on meteorological parameters. *Health Physics*, 29, 705-713.
- STRANDEN, E. (1980): Radon in dwellings and lung cancer - a discussion. *Health Physics*, 38, 301-306.
- SZABÓ, E. (1993): A természetes földgáz radioaktivitásáról. *Fizikai Szemle*, 7, 261-263.
- SZABÓ S., A. (1985): Radioökológia és környezetvédelem. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZANDTNER, G. (1976): Közlekedésépítés I. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZEDERKÉNYI, T., PÁL MOLNÁR, E., VADOS, I. (1994): A radioaktivitás környezetvédelmi vonatkozásai. KÖTKORC segédanyag, Szeged.
- SZERBIN, P., KÖTELES, GY. (1999): Az ivóvíz természetes radioaktivitásának felmérése. *Egészségtudomány*, 43, 287-295.
- TÓTH, Á. (1976): A népességnek az építőanyag radioaktivitása által okozott természetes sugárterhelése. *Izotóptechnika*, 19, 148-160.
- TÓTH, Á. (1977): Lakószobákban várható gamma-dózisintegrálás becslése és a számított adatok kísérleti ellenőrzése. *Magyar Fizikai Folyóirat*, 25, 2. füzet, 95-103.
- TÓTH, Á. (1983): A lakosság természetes sugárterhelése. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TÓTH, Á., FEHÉR, I., LAKATOSNÉ NOVOTNY, S., KOSZORÚS, L., KESZTHELYI, B. (1978): Természetes radioaktív elemek gyakorisági eloszlása magyarországi beton- és téglamintákban. *Izotóptechnika*, 21, 301-310.
- TÓTH, E. (1999): Radon a magyar falvakban. *Fizikai Szemle*, 2, 44-49.
- TÓTH, E., HÁMORI, K. (2005): A lakótéri radonszint eloszlásáról. *Fizikai Szemle*, 11, 375-378.
- VARGHA, A. (2000): Matematikai statisztika. Pólya Kiadó, Budapest.

- VÁRHEGYI, A., BARANYI, I., SOMOGYI, GY. (1986): Geogáz-mikrobuborékok segítségével megvalósuló felszínelatti, vertikális radontranszport modellje. *Izotóptechnika*, 29, 73-104.
- VINCE, I., VARBANOVÁ, M. (1993): Nemparaméteres matematikai statisztika. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- VIRK, H. S., VASTAGH, GY. (2002): Földrengés előrejelzés és radonmérés. *Fizikai Szemle*, 2, 53-58.